

**Vertiefung und
Ergänzung ausge-
wählter Aspekte
der Abfalltransport-
risikoanalyse für die
Standortregion der
Schachtanlage Konrad**

Abschlussbericht zum Vorhaben
3607R02600, Arbeitspaket 1,
Teilaufgaben 11 - 14

Vertiefung und Ergänzung
ausgewählter Aspekte der
Abfalltransportrisikoanalyse
für die Standortregion der
Schachanlage Konrad

Abschlussbericht zum Vorhaben
3607R02600 Arbeitspaket 1
Teilaufgaben 11 – 14

W. Brücher
U. Büttner
P. Eich
R. Martens
C. Richter
E. Schrödl
F.-N. Sentuc
H. Thielen

Februar 2013

Auftrags-Nr.: 854513

Anmerkung:

Das diesem Bericht zu Grunde liegende FE-Vorhaben 3607R02600 wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit durchgeführt. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Auftragnehmer.

Der Bericht gibt die Auffassung und Meinung des Auftragnehmers wieder und muss nicht mit der Meinung des Auftraggebers übereinstimmen.

Kurzfassung

Gemäß dem Planfeststellungsbeschluss sind im Endlager Konrad radioaktive Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung mit einem Abfallgebindevolumen von bis zu 303 000 m³ zur Endlagerung zugelassen. Bei den zugelassenen radioaktiven Abfällen handelt es sich generell um Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung aus unterschiedlichen Herkunfts- und Anwendungsbereichen in Deutschland.

Die zuständigen staatlichen Stellen haben bereits 1991 – begleitend zum Genehmigungs- und Anhörungsverfahren für das Endlager Konrad – umfangreiche sicherheitstechnische Untersuchungen über Art und Ausmaß der mit den Abfalltransporten zum Endlager Konrad einhergehenden Transportrisiken durchgeführt. Die Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH hatte eine Aktualisierung der 1991er Transportstudie Konrad und eine Neubewertung der Sicherheit der Abfalltransporte zum Endlager durchgeführt und die Ergebnisse in der Transportstudie Konrad (TSK) 2009 veröffentlicht. Daran anschließend wurden ausgewählte Aspekte der Abfalltransportrisikoanalyse für die Standortregion der Schachtanlage Konrad vertiefend untersucht.

Bezüglich der untersuchten Prognoseszenarien 2020 und 2040 ergibt sich im Vergleich zu den Ergebnissen der TSK 2009 (80 %/20 %-Szenario) eine geringe Abnahme der Unfallhäufigkeit mit Freisetzung radioaktiver Stoffe. Die durchgeführten Sensitivitätsstudien zeigen, dass neben den sehr geringen Effekten durch die Belegung der höheren Freisetzungsklassen oder kleine Korrekturen der Freisetzungsteile insbesondere die Unfallsimulation selbst bei sehr niedrigen Eintrittshäufigkeiten den Verlauf der CCFD in geringem Maße beeinflussen kann. Die Trendanalysen zum Normaltransport auf Grundlage der Prognoseszenarien zeigen, dass sich insgesamt die mittlere Aktivität der Transporteinheiten etwas hin zu kleineren Aktivitäten verschiebt, wobei im Bereich hoher mittlerer Aktivitäten eine Zunahme zu verzeichnen ist. Auch die Ortsdosisleistung der Abfallbehälter ändert sich, jedoch abhängig vom betrachteten Bereich und von der Behälterart unterschiedlich. Die resultierenden Änderungen der Auswirkungen auf die zu erwartenden Expositionen für Anwohner an den Hauptanlieferungsstrecken sind gering, die auf Grundlage der Prognoseszenarien berechneten Dosen steigen im Vergleich zu den Werten der TSK 2009 leicht um etwa 1,2 % an.

Aufgrund der Auswertung neuer Untersuchungen bezüglich des Freisetzungsverhaltens von radioaktiven Stoffen nach Unfällen konnten zum Teil Konservativitäten in der

TSK 2009 abgebaut werden bzw. Potenzial zum Abbau unnötiger Konservativitäten aufgezeigt werden. Ebenfalls wurde deutlich, dass eine erneute Unfallanalyse das seit den 70er und 80er Jahren veränderte Unfallgeschehen besser abbilden würde.

Die GRS hat für die radiologische Konsequenzenanalyse eine neue Modellkette basierend auf dem Lagrange-Partikel-Modell ARTM mit Einbindung zusätzlicher Module (Steuermodul, Dosismodul, Auswertemodul) sowie die Oberfläche GO-ARTM entwickelt. Dadurch sind nun flächendeckende deterministische und probabilistische Auswertungen in Anlehnung an die Störfallberechnungsgrundlagen möglich.

Abstract

According to the planning approval decision there are 303 000 m³ of radioactive waste with negligible heat generation allowed for final storage in the final disposal at Konrad. The allowed radioactive waste consists generally of waste with negligible heat generation from different fields of origin and use in Germany.

In 1991 the responsible state authorities carried out extensive investigations about safety concerning the risk of transports of radioactive waste to the final disposal at Konrad. The Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH accomplished an updated version of the Konrad Transport Study from 1991 and a new judgement regarding the safety of transports of radioactive waste to the final disposal at Konrad. The results are published in the Transportstudie Konrad (TSK) 2009 (Konrad Transport Study 2009, in German). Afterwards some special aspects of this risk analyses for the region of the final disposal Konrad were investigated more detailed.

Regarding the prognostic scenarios for the years 2020 and 2040 the accident rate with release of radioactive material is slightly lower compared to the scenario 80 %/20 % of the TSK 2009. Studies regarding the sensitivity of the results show that the assignment to higher release classes or small corrections of release fractions results in only small changes of the CCFD curves. In comparison the effect of accident simulation is higher and can influence the CCFD curves at very low expected frequencies. The results of the analysis for normal transport are based upon the prognostic scenarios. The mean activity per transport unit changes slightly to smaller activities except for an activity range of higher mean activities. The radiation doses of the packages also changes depending on the dose range and the type of packaging considered. The changes of resulting consequences for the expected radiation doses for residents near the main routes for delivering the radioactive waste are small. The doses calculated on the basis of the prognostic scenarios are about 1.2 % higher than the doses for the public presented in TSK 2009.

As a consequence of the new investigations regarding release fractions of radioactive material after handling or transport accidents, the TSK 2009 used some new values for release fractions for the risk analyses. Not the whole model of releasing activity used in the TSK 2009 could be revised so there is still some potential to reduce unnecessary pessimistic assumptions. Also since the 70s and 80s there are new statistics and data-

bases about accidents available. A new analysis would improve results of transport risk analyses.

GRS has developed a new software model system for analysing radiological consequences. It is based upon the advanced Lagrange particle dispersion model ARTM including some additional modules (steering module, dose module, analysis module) and a graphical user interface named GO-ARTM. Now it is possible to calculate deterministic and probabilistic scenarios for whole areas according to the German “Störfallberechnungsgrundlagen” (guideline for calculating doses after an incident at a nuclear power plant).

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Grundlagen	3
3	Trendanalysen und Sensitivitätsstudien.....	7
3.1	Trendanalyse.....	7
3.1.1	Erstellung der Szenarien 2020 und 2040	9
3.1.2	Ergebnisse.....	18
3.2	Sensitivitätsstudien	21
3.3	Radiologische Auswirkungen.....	28
3.3.1	Allgemeines Vorgehen bei der Konsequenzenanalyse	28
3.3.2	Konsequenzenanalyse der Prognoseszenarien	39
3.3.3	Ergebnisse.....	65
4	Freisetzungsverhalten unter mechanischer und thermischer Unfallbelastung.....	67
4.1	Definition der Abfallgebindegruppen	67
4.2	Freisetzung bei mechanischen Lasteinwirkungen	68
4.2.1	Zementfixierte Abfälle	69
4.2.2	Unfixierte Abfälle.....	71
4.3	Freisetzung bei thermischer Lasteinwirkung	74
4.3.1	Auswertung des Standes von Wissenschaft und Technik	74
4.3.2	Revision der thermischen Freisetzungsteile	98
4.3.3	Thermische Quellüberhöhung.....	100
4.3.4	Gesamtdarstellung.....	102
4.4	Überprüfung der Belastungsklassen	102
4.4.1	Straßentransport.....	102
4.4.2	Schienentransport.....	109
5	Fortentwicklung der methodischen Verfahren (ARTM).....	115
5.1	Bisherige Vorgehensweise, COSYMA, Zielvorstellung	115

5.2	Beschreibung der im Rahmen des Vorhabens neuentwickelten Modellkette	117
5.2.1	Modellbeschreibung Ausbreitung ARTM.....	118
5.2.2	Nutzung kürzerer Zeitintervalle für Emissionen und meteorologische Bedingungen	119
5.2.3	Anlage des Projektes in GO-ARTM	123
5.2.4	Editor für Zelleigenschaften	123
5.2.5	Steuermodul	125
5.2.6	Dosisberechnung	128
5.2.7	Auswertungen.....	133
5.3	Beispielanwendungen.....	135
5.3.1	Deterministische Auswertung in bestimmten Entfernungsradien.....	135
5.3.2	Probabilistische Auswertung in bestimmten Entfernungsradien	137
5.4	Zusammenfassung und Ausblick zu den methodischen Verfahren	138
6	Zusammenfassung	140
7	Literatur	144
	Abkürzungsverzeichnis.....	152
	Abbildungsverzeichnis.....	154
	Tabellenverzeichnis.....	160

1 Einleitung

In Deutschland werden jährlich etwa 650 000 bis 750 000 Versandstücke mit radioaktiven Stoffen – ohne Verbrauchsgüter, die nur geringfügige Mengen radioaktiver Stoffe enthalten – im innerstaatlichen und grenzüberschreitenden Güterverkehr befördert. Bei den beförderten radioaktiven Stoffen handelt es sich um nach Art, Menge und Beschaffenheit unterschiedlichste Materialien und Transportgüter für den wissenschaftlichen, medizinischen, industriellen und kerntechnischen Bereich. Zu den beförderten Gütern zählen u. a. radioaktive Präparate, Strahlenquellen, Prüf- und Teststrahler, Rest- und Abfallstoffe, entleerte Versandstücke mit Restaktivität oder Kernbrennstoffe.

Radioaktive Stoffe sind im verkehrsrechtlichen Sinne gefährliche Güter, von denen bei unsachgemäßer Handhabung oder Unfällen Gefahren für die öffentliche Sicherheit und Ordnung ausgehen können. Ihre Beförderung und Handhabung ist daher nur unter besonderen Schutz- und Sicherheitsmaßnahmen zulässig. Art und Umfang der erforderlichen Maßnahmen zur Gefahrenabwehr und Schadensvorsorge richtet sich nach dem Gefährdungsausmaß. Die zur Gewährleistung eines hinreichenden Sicherheitsstandards bei der Beförderung radioaktiver Stoffe erforderlichen Schutz- und Sicherheitsmaßnahmen sind in einem international abgestimmten Regelwerk mit entsprechenden Verwaltungs-, Überwachungs- und Genehmigungsvorschriften niedergelegt. Danach sind Schutz und Sicherheit beim Transport radioaktiver Stoffe insbesondere zu optimieren, so dass die Höhe der Individualdosen, die Anzahl der exponierten Personen und die Wahrscheinlichkeit einer Strahlenexposition unter Berücksichtigung wirtschaftlicher und sozialer Faktoren „so niedrig wie vernünftigerweise erreichbar“ gehalten werden. Durch das international harmonisierte System von Vorschriften und Regelungen wurde in der Vergangenheit bei der Beförderung radioaktiver Stoffe weltweit ein hohes Sicherheitsniveau erreicht. Dieses Sicherheitsniveau muss jedoch vor dem Hintergrund des stetigen Erkenntnisfortschrittes fortwährend überprüft und hinterfragt werden.

Die Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH hatte daher eine Aktualisierung der 1991er Transportstudie Konrad /GRS 91a/ und eine Neubewertung der Sicherheit der Abfalltransporte zum Endlager durchgeführt. Im Rahmen dieser Aktualisierung wurde insbesondere untersucht und überprüft, ob und inwieweit die für die Beförderung der Abfälle vorgesehenen Schutz- und Vorsorgemaßnahmen angemessen und geeignet sind, um

- einen hinreichenden Schutz vor den von radioaktiven Abfällen ausgehenden radiologischen Gefahren für Personen und die Umwelt beim normalen (unfallfreien) Transport und eventuellen Transportunfällen in der Endlagerregion zu gewährleisten und
- die Einhaltung der von der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) und den Internationalen Basic Safety Standards empfohlenen Strahlenschutzgrundsätze und relevanten Dosisgrenzwerte

sicherzustellen. Die Ergebnisse wurden in der Transportstudie Konrad 2009 /GRS 10/ veröffentlicht.

Weiterhin wurden im Vorhaben 3607R02600 im Arbeitspaket (AP) 1 ausgewählte Aspekte der Abfalltransportrisikoanalyse für die Standortregion der Schachanlage Konrad vertiefend untersucht. Diese in den Teilaufgaben (TAG) 11 bis 14 durchgeführten Arbeiten betreffen insbesondere

- eine Trendanalyse zum längerfristigen Abfalltransportaufkommen und den damit verbundenen beförderungsbedingten radiologischen Auswirkungen,
- die Sensitivität der Aktivitätszusammensetzung auf die beförderungsbedingten radiologischen Auswirkungen beim normalen Transport und bei eventuellen Transport- und Handhabungsunfällen,
- die Beurteilung des Aktivitätsfreisetzungsverhaltens (Freisetzunganteile) radioaktiver Abfälle unter thermischer Belastung auf der Grundlage neuerer experimenteller Untersuchungen sowie
- die Fortentwicklung der methodischen Verfahren und Basisdaten zur Risikoermittlung und -beurteilung.

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in diesem Bericht zusammengefasst. Neben den Grundlagen in Kapitel 2 sind in Kapitel 3 die Ergebnisse der Trendanalysen und der Sensitivitätsstudien enthalten. In Kapitel 4 wird das Freisetzungsverhalten beurteilt und Kapitel 5 befasst sich mit der Weiterentwicklung der methodischen Verfahren durch Entwicklung des Programms GO-ARTM.

2 Grundlagen

Gemäß dem Planfeststellungsbeschluss sind im Endlager Konrad radioaktive Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung mit einem Abfallgebindevolumen von bis zu 303 000 m³ zur Endlagerung zugelassen. Bei den zugelassenen radioaktiven Abfällen handelt es sich generell um Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung aus unterschiedlichen Herkunfts- und Anwendungsbereichen in Deutschland.

Radioaktive Abfälle sind im verkehrsrechtlichen Sinne Gefahrgüter der Klasse 7, von denen bei unsachgemäßer Handhabung und bei Transportunfällen Gefahren für die öffentliche Sicherheit und Ordnung ausgehen können. Insbesondere sind dies Personen, die sich (funktionsbedingt oder zufällig) im Nahbereich solcher Abfalltransporte aufhalten und somit von der ionisierenden Strahlung, die von den radioaktiven Abfällen in den Versandstücken ausgeht, exponiert werden. Weiterhin können Transportunfälle mit der Möglichkeit einer Aktivitätsfreisetzung und einer daraus folgenden Strahlenexposition von Personen oder Kontamination der Umgebung nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden. Zum Schutz vor den damit verbundenen Gefahren für die Allgemeinheit, ist die Beförderung radioaktiver Stoffe daher nur unter besonderen Schutz- und Vorsorgemaßnahmen zulässig.

Die zuständigen staatlichen Stellen haben bereits 1991 – begleitend zum genehmigungs- und Anhörungsverfahren für das Endlager Konrad – umfangreiche sicherheitstechnische Untersuchungen über Art und Ausmaß der mit den Abfalltransporten zum Endlager Konrad einhergehenden Transportrisiken durchgeführt. Die im Auftrag des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 1991 erstellte Transportstudie Konrad (TSK) /GRS 91a/ stellte, gestützt auf den damaligen Planungs- und Erkenntnisstand über die geplanten Abfalltransporte zum Endlager Konrad zusammenfassend fest, dass die in der Standortregion des Endlagers zusammenlaufenden Abfalltransporte kein ins Gewicht fallendes Sicherheitsrisiko darstellen.

Aufgrund der technologischen und regulatorischen Fortentwicklung seit den frühen 1990er Jahren auf dem Gebiet der Behandlung und Minimierung des Anfalls radioaktiver Abfälle, der Regelung und Kontrolle der Beförderung radioaktiver Stoffe und der Bestimmung und Bewertung von Transportrisiken, war diese Feststellung der Transportstudie von 1991 zu überprüfen. Daher hatte die GRS eine Aktualisierung der TSK 1991 und eine Neubewertung der Sicherheit der Abfalltransporte zum Endlager durchgeführt und als Transportstudie Konrad 2009 veröffentlicht /GRS 10/.

Die Untersuchung und Neubewertung der Sicherheit der erwarteten Abfalltransporte zum Endlager Konrad verfolgte in Übereinstimmung mit der TSK 1991 und unter Berücksichtigung des damaligen Planungs- und Kenntnisstandes zur Anlieferung und Einlagerung konradgängiger radioaktiver Abfälle zwei Hauptzielsetzungen:

1. Ermittlung und Bewertung der mit der normalen (unfallfreien) Anlieferung radioaktiver Abfälle verbundenen Strahlenexpositionen der Bevölkerung und des Transportpersonals.
2. Abschätzung und Bewertung des mit der Abfallanlieferung verbundenen Transportunfallrisikos in der Standortregion des Endlagers Konrad, d. h. die Ermittlung der Häufigkeit und potenziellen radiologischen Auswirkungen etwaiger Transportunfälle in der Region mit dem höchsten Abfallbeförderungs- und Verkehrsaufkommen.

Die Aktualisierung der Transportstudie Konrad stützte sich hinsichtlich der Art und Eigenschaften der anzuliefernden und einzulagernden Abfälle vorrangig auf Erkenntnisse, die für diejenigen konradgängigen Abfälle repräsentativ sind, die während des ersten Jahrzehnts des Einlagerungsbetriebs angeliefert und eingelagert werden. Dazu wurden Analysen sowie 2007 und 2008 eine Datenerhebung zum vorliegenden und zur Endlagerung vorgesehenen radioaktiven Abfall mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung durchgeführt. Das erhobene Abfallgebundevolumen betrug ca. 110 000 m³. Der Abfallbestand an radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung in Deutschland belief sich damals (Stand Ende 2007) den jährlichen Erhebungen des BfS zufolge auf ein Volumen von etwa 120 000 m³. Diese Volumina entsprachen größenordnungsmäßig der geplanten betrieblichen Einlagerungskapazität des Endlagers Konrad für einen Zeitraum von etwa 10 Jahren.

Für den über die ersten 10 Jahre Einlagerungszeit im Endlager Konrad hinausgehenden Betriebszeitraum lagen demgegenüber hinreichend belastbare Informationen über Art und Eigenschaften der anzuliefernden Abfälle und die damit verbundenen längerfristig erwarteten radiologischen Auswirkungen nicht vor. Daher wurde im Rahmen des Vorhabens 3607R02600 AP 1 TAG 11 auf Grundlage der im Rahmen der jährlichen Abfalldatenerhebungen des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) vorliegenden Langzeitprognosen zum Abfallaufkommen Untersuchungen und Trendanalysen zur Frage der längerfristigen beförderungsbedingten radiologischen Auswirkungen des Normaltransports und eventueller Transportunfälle für die Standortregion durchgeführt.

Wie in Abschnitt 3.1 dieses Berichtes näher erläutert, wurden dazu zwei neue Prognoseszenarien (Szenario 2020 und Szenario 2040) zur Trendanalyse entwickelt und den Erkenntnissen der TSK 2009 /GRS 10/ – speziell dem 80 %/20 %-Szenario – gegenübergestellt.

Ebenfalls ausgehend von der TSK 2009 wurden im TAG 12 vertiefte Untersuchungen bezüglich der Sensitivität der erstellten Szenarien durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Abschnitt 3.2 enthalten. Ziel dieser Untersuchungen war, der TSK 2009 zugrundeliegende Konservativitäten in Bezug auf erwartete radiologische Auswirkungen sowohl beim normalen (unfallfreien) Transport als auch nach Handhabungs- oder Transportunfällen – sofern sinnvoll möglich – abzubauen. Ebenfalls untersucht wurde, inwieweit sich die Aktivitätszusammensetzungen der Abfallströme zukünftig ändern können.

Basierend auf den durchgeführten Untersuchungen zu den Prognoseszenarien und der Sensitivität der Daten wurden radiologische Auswirkungen berechnet (Abschnitt 3.3). Dazu wurden analog zur TSK 2009 und aufbauend auf dem dort enthaltenen Ergebnissen probabilistische Konsequenzenanalysen durchgeführt. Neben der Analyse der beiden neu erstellten Prognoseszenarien (Szenario 2020 und Szenario 2040) wurden zusätzlich Sensitivitätsbetrachtungen der Konsequenzenanalysen auf Basis des 80 %/20 %-Szenarios der TSK 2009 erstellt. Dies erfolgte unter dem Gesichtspunkt des Einflusses von Freisetzunganteilen, der Freisetzungsklassen sowie der Unfallsimulation auf die berechneten Ergebnisse.

Zur Beurteilung des Freisetzungsverhaltens unter thermischen Unfallbelastungen wurden in TAG 13 vertiefte Untersuchungen unter Berücksichtigung neuer Erkenntnisse durchgeführt. Dies führte auch zu einer Definition von Abfallgebindegruppen (AGG) in der TSK 2009, die in einigen Punkten von der in der TSK 1991 genutzten Zuordnung zu den AGG abweicht (Abschnitt 4.1). Berücksichtigung fanden sowohl nationale als auch internationale Untersuchungen zum Freisetzungsverhalten radioaktiver Stoffe, z. B. in Form von fixierten und unfixierten Abfällen. So konnte u. a. auf Forschungsvorhaben zurückgegriffen werden, die von der GRS selbst oder aber mit maßgeblicher Beteiligung der GRS in der Vergangenheit durchgeführt wurden. Darin inbegriffen sind auch experimentelle Untersuchungen zum Freisetzungsverhalten. Dazu wurden neben mechanischen (Abschnitt 4.2) auch thermische Lasteinwirkungen (Abschnitt 4.3) betrachtet.

Zusätzlich wurden die verwendeten Belastungsklassen (BK) in Abschnitt 4.4 einer Überprüfung unterzogen. Die in der TSK 2009 verwendeten BK beruhen, wie auch die in der TSK 1991 verwendeten BK, auf Studien bzw. Statistiken, die teilweise bis in das Jahr 1976 zurückreichen. Daher wurde der Frage nachgegangen, inwieweit der auf diesen Statistiken und Studien beruhende Ereignisbaum, anhand dessen Unfallabläufe den verschiedenen Belastungsklassen zugeordnet wurden, weiter verwendet werden kann und ob eine Aktualisierung mit Hilfe neuerer Unfalldatenbanken möglich ist.

Die probabilistische Konsequenzenanalyse wurde für die TSK 2009 mit der Plattform COSYMA durchgeführt. Gegenstand von TAG 14 war es, die Umstellung des probabilistischen Konsequenzenmodells LASAT – COSYMA hin zu einer modernen Rechen- und Analyseumgebung zu bearbeiten. Dazu sollte ein fortschrittliches Lagrange-Partikel-Modell genutzt werden. Diese Fortentwicklung der methodischen Verfahren ist in Kapitel 5 dargestellt.

3 Trendanalysen und Sensitivitätsstudien

Für die TSK 2009 /GRS 10/ wurden umfangreiche Datenerhebungen und Analysen über relevante Arten, Mengen und Eigenschaften endzulagernder Abfälle und Abfallverpackungen sowie Beförderungsmodalitäten und die möglichen radiologischen Auswirkungen durchgeführt. Die Analysen in der TSK 2009 stützen sich dabei u. a. auf die im Rahmen dieser Studie durchgeführte Datenerhebung zu den in Deutschland zum damaligen Zeitpunkt vorliegenden und zur Anlieferung und Endlagerung vorgesehenen radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung. Das so erhobene Abfallgebindevolumen (brutto) betrug ca. 110 000 m³, was etwa dem über einen 10-jährigen Betriebszeitraum des Endlagers Konrad kumulierten Einlagerungsvolumen entspricht.

Zur Berücksichtigung zukünftiger/prognostizierter Abfallaufkommen und den damit einhergehenden Veränderungen der Abfallcharakteristiken der TSK 2009 wurden in den TAG 11 und 12 Trendanalysen und Sensitivitätsstudien durchgeführt. Ein weiteres Ziel war die Identifizierung und Überprüfung der in der TSK 2009 enthaltenen Annahmen.

3.1 Trendanalyse

Die TSK 2009 stützt sich hinsichtlich der Art und Eigenschaften der anzuliefernden und einzulagernden Abfälle vorrangig auf Erkenntnisse, die für diejenigen konradgängigen Abfälle repräsentativ sind, die während des ersten Jahrzehnts des Einlagerungsbetriebs angeliefert und eingelagert werden. Auf Grundlage der im Rahmen der jährlichen Abfalldatenerhebung des BfS vorliegenden Langzeitprognosen zum Abfallaufkommen wurden Untersuchungen und Trendanalysen durchgeführt.

Für diese Trendanalysen wurden drei Szenarien genutzt:

- Szenario TSK 2009,
- Szenario 2020,
- Szenario 2040.

Das erste Szenario stellt dabei den Stand der Transportstudie Konrad 2009 dar, die beiden anderen sind Analyseszenarien im Rahmen des TAG 11.

Szenario TSK 2009

Nach Maßgabe des Planfeststellungsbeschlusses sollen im Endlager Konrad feste und verfestigte radioaktive Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung mit einem Abfallgebindevolumen von bis zu 303 000 m³ endgelagert werden. Bei den zur Endlagerung zugelassenen Abfällen handelt es sich ausschließlich um radioaktive Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung deutscher Herkunft aus dem Anwendungsfeld radioaktiver Stoffe in kerntechnischen Anlagen sowie in Forschung, Medizin und Technik; eine Endlagerung von radioaktiven Abfällen ausländischer Herkunft ist nicht zulässig. Der bundesweite Bestand an radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung in behandelter (konditionierter) und unbehandelter Form betrug den Erhebungen des BfS zufolge etwa 120 000 m³ (Stand Ende 2007). Das bis zum Jahre 2040 anfallende Gesamtvolumen radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung wurde den BfS-Abfallprognosen zufolge – einschließlich des derzeitigen Bestandes – auf insgesamt etwa 280 000 m³ geschätzt /KUG 07/. Diese Angaben haben sich auch mit Stand Ende 2010 nicht wesentlich geändert: Der Bestand an radioaktiven Reststoffen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung betrug ca. 124 300 m³ und die Prognose für 2040 bleibt bei ca. 280 000 m³ /BFS 12a/, /BFS 12b/.

Szenario 2020

Zum Zeitpunkt der Erstellung der Transportstudie 2009 wurde davon ausgegangen, dass der Einlagerungsbetrieb im Endlager Konrad im Jahr 2014 beginnen wird. Der prognostizierte Zeitpunkt für die Inbetriebnahme des Endlagers hat sich zwischenzeitlich verschoben und wird nicht vor 2019 erwartet /DBE 12/. Diesem Umstand soll dieses Szenario Rechnung tragen, indem ein Einlagerungsbeginn ab dem Jahr 2020 angenommen wird. Es betrachtet analog zur Transportstudie Konrad 2009 einen Einlagerungszeitraum von 10 Jahren.

Szenario 2040

Ausgehend vom Szenario 2020 sollte untersucht werden, wie sich das zu befördernde Abfallaufkommen und die Abfallzusammensetzung nach 20 Jahren Betrieb des Endlagers Konrad entwickelt. Das Szenario nimmt an, dass von 2020 bis 2040 ununterbrochen konradgängige Abfälle angeliefert und eingelagert wurden. Dabei werden die letz-

ten 10 Jahre der Einlagerung, unter der Annahme eines Betriebszeitraums von 30 Jahren, betrachtet.

3.1.1 Erstellung der Szenarien 2020 und 2040

Die Szenarien für die Jahre 2020 und 2040 wurden auf Grundlage der vom BfS erstellten Prognosen bezüglich des Abfallaufkommens durchgeführt. Die BfS-Prognose enthält geschätzte Abfallvolumina bis 2080 auf Grundlage der dem BfS von den Abfallverursachern gemeldeten vorhandenen radioaktiven Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung. Die Zuordnung (Abb. 3.1) erfolgte gemäß dem Schema des BfS zu

- Öffentlicher Hand (ÖH),
- Energieversorgungsunternehmen (EVU),
- Landessammelstellen (LSS),
- Industrie.

Aus Gründen der Vergleichbarkeit der Prognosen mit der Transportstudie Konrad 2009 wurden die prognostizierten Abfallmengen der Abfallverursacher den Bereichen

- Forschungseinrichtungen,
- Betrieb und Rückbau von Anlagen der kerntechnische Industrie,
- Betrieb und Stilllegung von Kernkraftwerken (KKW),
- Landessammelstellen und Sammelstelle der Bundeswehr (BW)

neu zugeordnet (Abb. 3.2). Es wurde festgestellt, dass die dem BfS gemeldeten Abfallmengen sehr gut mit den für die Transportstudie Konrad 2009 erhobenen Abfallmengen übereinstimmen. Mögliche Änderungen der Laufzeit (Verlängerung oder Verkürzung) von Kernkraftwerken wurden aufgrund der mehrfach geänderten Randbedingungen nicht berücksichtigt. Im Jahr 2011 wurden durch die Änderung des Atomgesetzes (AtG) /ATG 11/ die Laufzeiten der in Deutschland sich noch in Betrieb befindlichen KKW festgeschrieben („Ausstiegsbeschluss“). Danach erlöschen gemäß § 7 Abs. 1a AtG spätestens mit Ablauf des Jahres 2022 die letzten Genehmigungen für den Leistungsbetrieb für die KKW Isar 2, Emsland und Neckarwestheim 2.

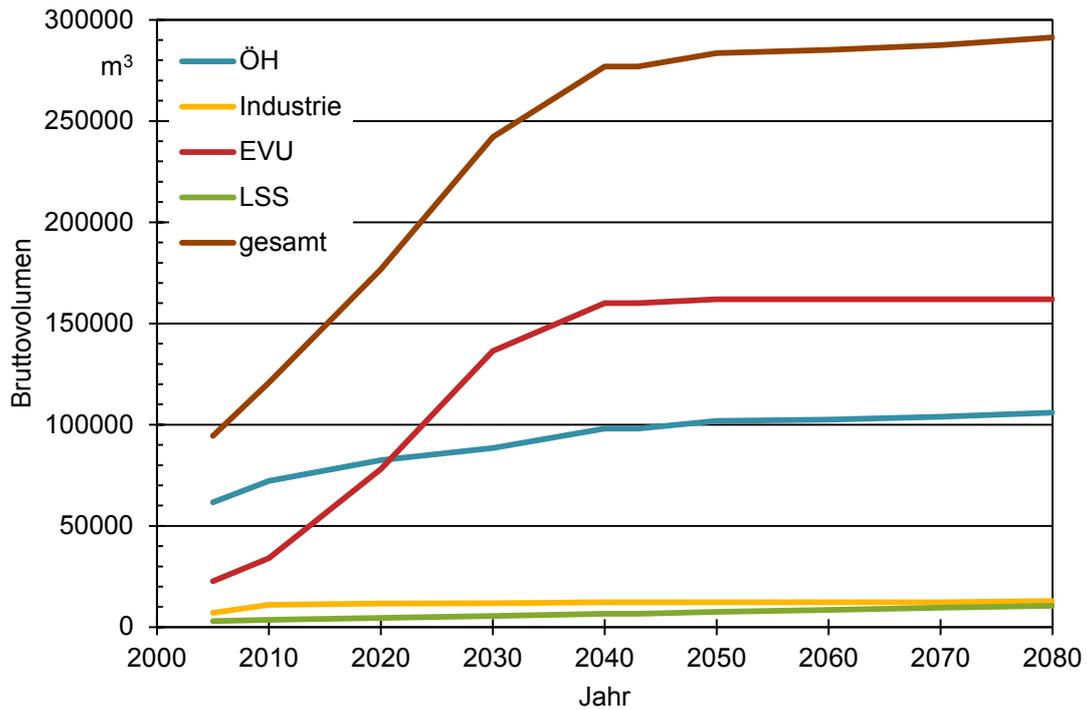


Abb. 3.1 Prognose des BfS zum Gesamtaufkommen radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, Zuordnung nach BfS

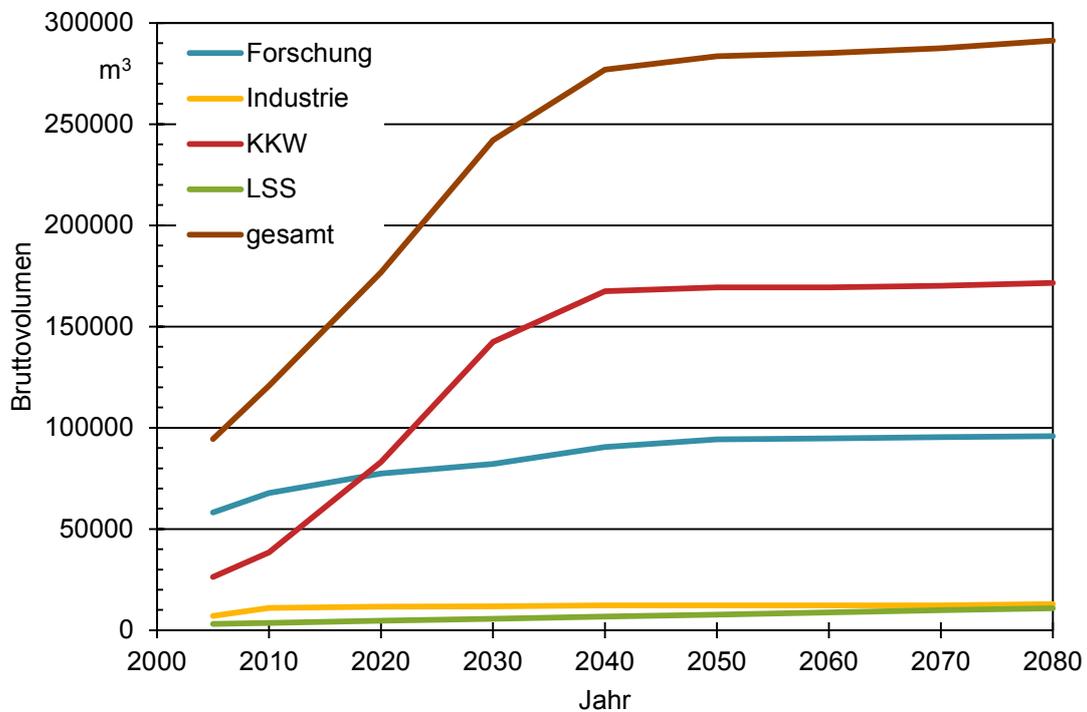


Abb. 3.2 Prognose des BfS zum Gesamtaufkommen radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, Zuordnung nach TSK 2009

Die betrieblichen Planungen des BfS als Genehmigungsinhaber und Endlagerbetreiber sehen – gestützt auf den prognostizierten Endlagerungsbedarf für radioaktive Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung bis zum Jahre 2040 – einen einschichtigen Einlagerungsbetrieb mit einer Einlagerungsmenge von etwa 2300 Transporteinheiten (TE) pro Jahr bzw. unter Zugrundelegung von 230 Betriebstagen eine Einlagerungskapazität von etwa 50 TE pro Woche vor. Eine Transporteinheit ist eine endlagerungsspezifische Handhabungseinheit radioaktiver Abfälle und bezeichnet entweder ein quaderförmiges Abfallgebilde (Container) oder eine sogenannte Tauschpalette bzw. Transportpalette, die je nach Behältergewicht mit einem oder zwei zylindrischen Abfallgebilden beladen sein kann. Entsprechend den Endlagerungsbedingungen /BFS 10/ darf die Masse einer Transporteinheit 20 Mg nicht überschreiten. Eine jährliche Einlagerungskapazität von 2300 TE entspricht je nach Anteil der angelieferten Behältertypen einem Abfallbehältervolumen (Brutto) von etwa 10 000 – 12 000 m³ pro Jahr.

Die verschiedenen radioaktiven Abfälle sind so zu Abfallprodukten zu verarbeiten, dass sie einer der im Folgenden genannten Abfallproduktgruppen (APG) zugeordnet werden können /BFS 10/:

- APG 01: z. B. Bitumen- und Kunststoffprodukte
- APG 02: z. B. Feststoffe
- APG 03: z. B. metallische Feststoffe
- APG 04: z. B. Presslinge
- APG 05: z. B. zementierte/betonierte Abfälle
- APG 06: z. B. Konzentrate

Diese Unterteilung nach Produkteigenschaften ist in Bezug auf das Freisetzungsverhalten bei Störfällen und Unfällen von Bedeutung. Neben den Qualitätsmerkmalen der Abfallproduktgruppen werden in den Endlagerungsbedingungen auch die entsprechenden zulässigen Aktivitätsgrenzwerte sowie Anforderungen an die Abfallbehälter festgelegt.

Handhabung und Einlagerungsablauf der Abfallgebilde setzen ein auf die sicherheitstechnischen und betrieblichen Belange des Endlagers abgestimmtes System standardisierter Abfallbehälter voraus. Zu diesem Zweck werden in den Endlagerungsbedin-

gungen insgesamt 11 Behältergrundtypen beschrieben, die sich nach ihrer Bauform und dem Behältermaterial in drei Gruppen einteilen lassen:

- zylindrische Betonbehälter
- zylindrische Gussbehälter
- quaderförmige Container (aus Stahlblech, Guss oder Beton).

Die zur Endlagerung zugelassenen Abfallbehälter unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Konstruktion, Größe, Wandstärke und Masse. Die Abfallbehälter/Verpackungen müssen den in den Endlagerungsbedingungen definierten Anforderungen genügen. Die Einhaltung dieser Anforderungen muss in Bauartprüfungen nachgewiesen werden.

Tab. 3.1 gibt eine Übersicht über die Abmessungen und Massen der standardisierten Abfallbehältertypen. Die an sie gestellten Auslegungs- und Qualitätsanforderungen sind in den Endlagerungsbedingungen spezifiziert. Die verschiedenen Abfallbehälter haben zusammen mit den ebenfalls festgelegten Abfallproduktgruppen (APG) entscheidenden Einfluss auf das Freisetzungverhalten im Falle eines Transportunfalls (siehe auch Kapitel 4).

Aus sicherheitstechnischer Sicht werden die Abfallbehälter in zwei Abfallbehälterklassen (ABK) eingeordnet. Für die ABK I werden bestimmte Anforderungen an die mechanische Stabilität und thermische Beständigkeit eines Abfallbehälters definiert, für die ABK II sind darüber hinaus Anforderungen an die Dichtigkeit des Abfallbehälters nach einem Fall auf eine unnachgiebige Unterlage und nach einem Schadensfeuer beschrieben. Weiterhin wird zwischen störfallfesten und nicht störfallfesten Verpackungen unterschieden. In störfallfesten Verpackungen müssen die Abfälle formstabil fixiert oder in Innenbehältern verpackt sein, die ihrerseits formstabil vergossen sind. Die speziellen sicherheitstechnischen Anforderungen sind abhängig von der Abfallbehälterklasse.

Tab. 3.1 Behältergrundtypen für die Verpackung von radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, nach /BFS 10/

Nr.	Bezeichnung	Außenabmessungen			Bruttovolumen (m ³)	Gebindemasse (Mg)
		Länge/ Durchmesser (mm)	Breite (mm)	Höhe (mm)		
1	Betonbehälter Typ I	Ø 1060	–	1370 ^{a)}	1,2	ca. 3...6
2	Betonbehälter Typ II	Ø 1060	–	1510 ^{b)}	1,3	ca. 4...6
3	Gussbehälter Typ I	Ø 900	–	1150	0,7	ca. 3...7
4	Gussbehälter Typ II	Ø 1060	–	1500 ^{c)}	1,3	ca. 5...7
5	Gussbehälter Typ III	Ø 1000	–	1240	1,0	ca. 3...6
6	Container Typ I	1600	1700	1450 ^{d)}	3,9	max. 20
7	Container Typ II	1600	1700	1700	4,6	max. 20
8	Container Typ III	3000	1700	1700	8,7	max. 20
9	Container Typ IV	3000	1700	1450 ^{d)}	7,4	max. 20
10	Container Typ V	3200	2000	1700	10,9	max. 20
11	Container Typ VI	1600	2000	1700	5,4	max. 20

a) Höhe 1370 mm + Lasche von 90 mm = 1460 mm

b) Höhe 1510 mm + Lasche von 90 mm = 1600 mm

c) Höhe 1370 mm beim Typ KfK

d) Stapelhöhe 1400 mm beim Typ KfK

Szenario 2020

In diesem Szenario wird davon ausgegangen, dass mit Betriebsbeginn des Endlagers Konrad im Jahr 2020 zunächst vorrangig radioaktive Abfälle aus dem bundesweiten Bestand konradgängiger Abfälle angeliefert und eingelagert werden. Ausgangsbasis zur Berechnung dieses Szenarios sind die vom BfS prognostizierten Abfallmengen für das Jahr 2020 und deren Verteilung auf die Herkunftsbereiche. Aufgrund des späteren Betriebsbeginns des Endlagers Konrad ist eine Veränderung der prozentualen Anteile am Bruttovolumen der radioaktiven Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung im Vergleich zur TSK 2009 zu erwarten (Tab. 3.2, Abb. 3.3, Abb. 3.4).

Tab. 3.2 Prognose einzulagernder radioaktiver Abfälle 2020 bis 2030

	Forschung (m ³)	Industrie (m ³)	KKW (m ³)	LSS/BW (m ³)	Summe (m ³)
Aufkommen 2020	77375	11645	83040	4645	176705
Einzulagern 2020 – 2030	43788	6590	46994	2629	100000
neue Abfälle 2020 – 2030	4707	208	59415	1055	65385
nicht eingelagert 2030	38294	5263	95461	3071	142090

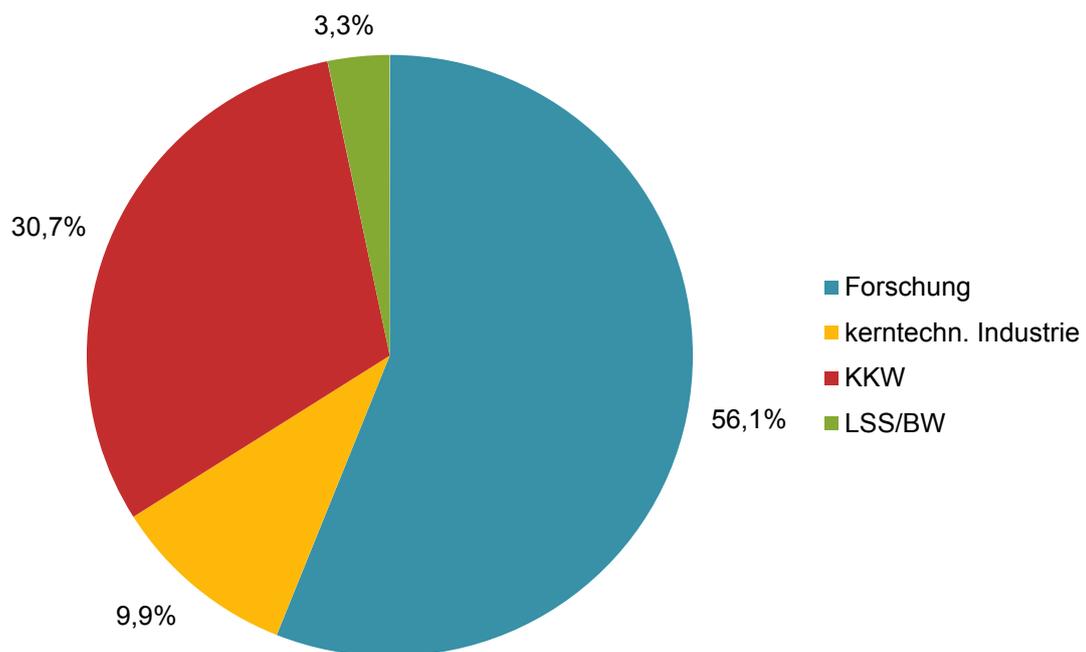


Abb. 3.3 Anteile der Herkunftsbereiche am Bruttovolumen der radioaktiven Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, TSK 2009

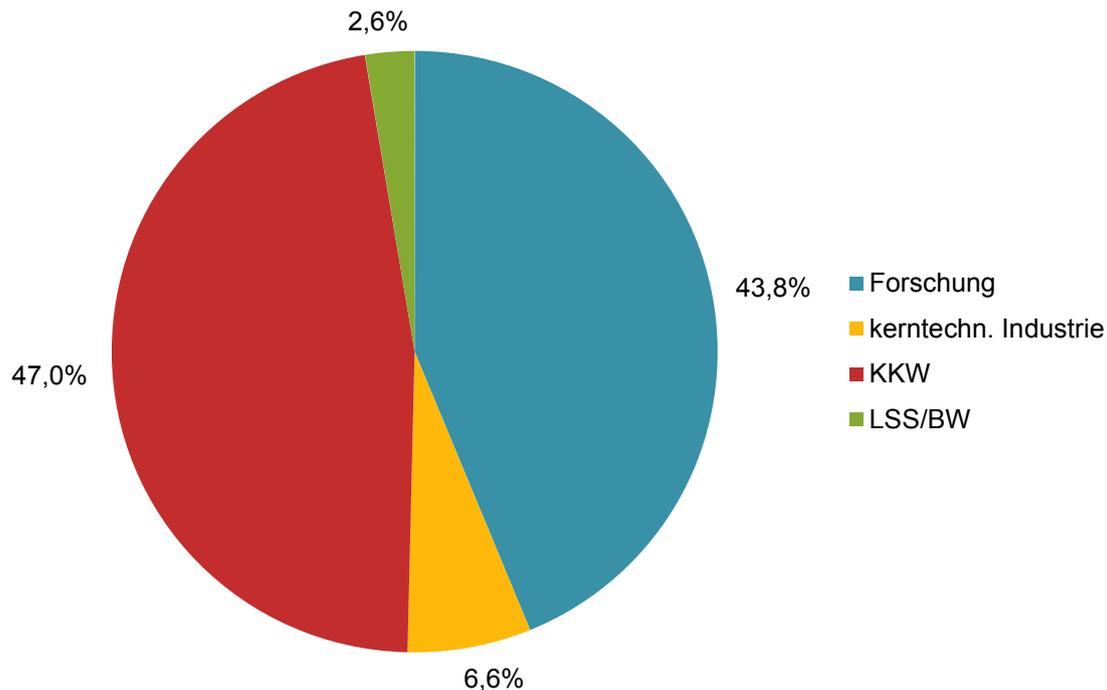


Abb. 3.4 Anteile der Herkunftsbereiche am Bruttovolumen der radioaktiven Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, Szenario 2020

Während für die TSK 2009 Abfälle mit einem Gesamtbruttovolumen von ca. 110 000 m³ erfasst wurden, wird dieser Wert laut den Prognosen des BfS 2020 auf ca. 177 000 m³ angestiegen sein. Der Anteil der radioaktiven Abfälle aus Betrieb und Stilllegung von KKW steigt im Vergleich zur TSK 2009 auf 47 % an, während der Anteil der Forschung am Gesamtaufkommen auf 44 % zurückgeht.

Im Verlauf des Szenarios 2020 werden über 10 Jahre bis 2030 jährlich 10 000 m³ radioaktive Abfälle in Konrad eingelagert. Dieses Bruttovolumen entspricht etwa den in der TSK 2009 zugrunde gelegten 2300 TE jährlich.¹ Das bedeutet, dass nicht alle im Jahr 2020 bundesweit vorhandenen konradgängigen Abfälle in den kommenden 10 Jahren eingelagert werden können, es würden 2030 noch radioaktive Abfälle mit einem Bruttovolumen von ca. 142 000 m³ nicht eingelagert sein. Die unterstellte Einlagerung erfolgt dabei gleichmäßig entsprechend der für 2020 prognostizierten Anteile am Ge-

¹ Diese Umrechnung Bruttovolumen in Transporteinheiten ist nur ungefähr möglich, da hier u. a. vom Abfallverursacher abhängige Parameter wie Größe, Art und Masse der verwendeten Abfallbehälter eingehen. Diese Aufschlüsselung war mit Hilfe der Prognose des BfS nicht zu erstellen, da diese als Angabe zu den anfallenden radioaktiven Abfällen nur das Bruttovolumen je Abfallverursacher beinhaltet. 2300 TE entsprechen in der TSK 2009 etwa 10 000 – 12 000 m³.

samtvolumen (Abb. 3.4). Es wird weiterhin angenommen, dass Abfälle, die innerhalb der Dekade bis 2030 zum bundesweiten Bestand neu hinzukommen, nicht eingelagert werden.

Szenario 2040

Aufbauend auf dem Szenario 2020 wird ein ununterbrochener Einlagerungsbetrieb von 2300 TE jährlich angenommen. In der Dekade 2020 bis 2030 (Szenario 2020) noch nicht eingelagerte Abfälle sowie die zusätzlich anfallenden radioaktiven Abfälle wurden summiert und belaufen sich auf ca. 142 000 m³ (Tab. 3.2). Ab dem Jahr 2030 wurden (analog zum Szenario 2020) wieder 10 000 m³ radioaktive Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung jährlich in Konrad eingelagert (Tab. 3.3). Die Einlagerung erfolgte anteilig nach der im Jahr 2030 angenommenen Verteilung der noch nicht eingelagerten Abfälle auf die Herkunftsbereiche. Es wird weiterhin angenommen, dass Abfälle, die innerhalb der Dekade bis 2040 zum bundesweiten Bestand neu hinzukommen, nicht eingelagert werden. Demnach würden im Jahr 2040 radioaktive Abfälle mit einem Bruttovolumen von ca. 77 000 m³ noch nicht eingelagert sein.

Tab. 3.3 Prognose einzulagernder radioaktiver Abfälle 2030 bis 2040

	Forschung (m ³)	Industrie (m ³)	KKW (m ³)	LSS/BW (m ³)	Summe (m ³)
Aufkommen 2030	38294	5263	95461	3071	142090
Einzulagern 2030 – 2040	26951	3704	67184	2162	100000
neue Abfälle 2030 – 2040	8441	345	25047	1037	34870
nicht eingelagert 2040	19785	1904	53325	1947	76960

Für den weiteren Verlauf wurden wiederum die in der Dekade 2030 bis 2040 noch nicht eingelagerten radioaktiven Abfälle sowie die innerhalb dieser Dekade neu hinzugekommenen Abfälle aufsummiert. Abweichend vom bisherigen Vorgehen wird angenommen, dass ab 2040 auch neu angelieferte radioaktive Abfälle mit eingelagert werden, da – im Gegensatz zu den Dekaden 2020 bis 2030 und 2030 bis 2040 – ab 2040 der bundesweite Bestand an konradgängigen Abfällen soweit eingelagert wäre, dass keine Zwischenlagerung bzw. Pufferlagerung bei den Abfallablieferern mehr notwendig wäre (Tab. 3.4). Die Anteile der Herkunftsbereiche dieser 2040 noch nicht eingelagerten radioaktiven Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung haben sich im Vergleich sowohl zur TSK 2009 als auch zum Szenario 2020 weiter verändert (Abb. 3.5), wobei in dieser Graphik auch die radioaktiven Abfälle enthalten sind, die in der Dekade

2040 bis 2050 zusätzlich angeliefert werden. Im Vergleich zum Szenario 2020 steigt der Anteil am Bruttovolumen der radioaktiven Abfälle aus Betrieb und Stilllegung von KKW weiter auf 66 % an, die Anteile von Forschung und kerntechnischer Industrie gehen auf 20 % bzw. 2,3 % zurück. Der Anteil der Landessammelstellen und der Sammelstelle der Bundeswehr im Szenario 2040 ist mit 3,6 % nur geringfügig höher als bei der TSK 2009 mit 3,3 %.

Tab. 3.4 Prognose einzulagernder radioaktiver Abfälle 2040 bis 2050

	Forschung (m ³)	Industrie (m ³)	KKW (m ³)	LSS/BW (m ³)	Summe (m ³)
Aufkommen 2040	19785	1904	53325	1947	76960
neue Abfälle 2040 – 2050	3701	30	1805	1030	6566
Einzulagern 2040 – 2050	23486	1934	55130	2977	83526
Einzulagern skaliert	28118	2315	66003	3564	100000

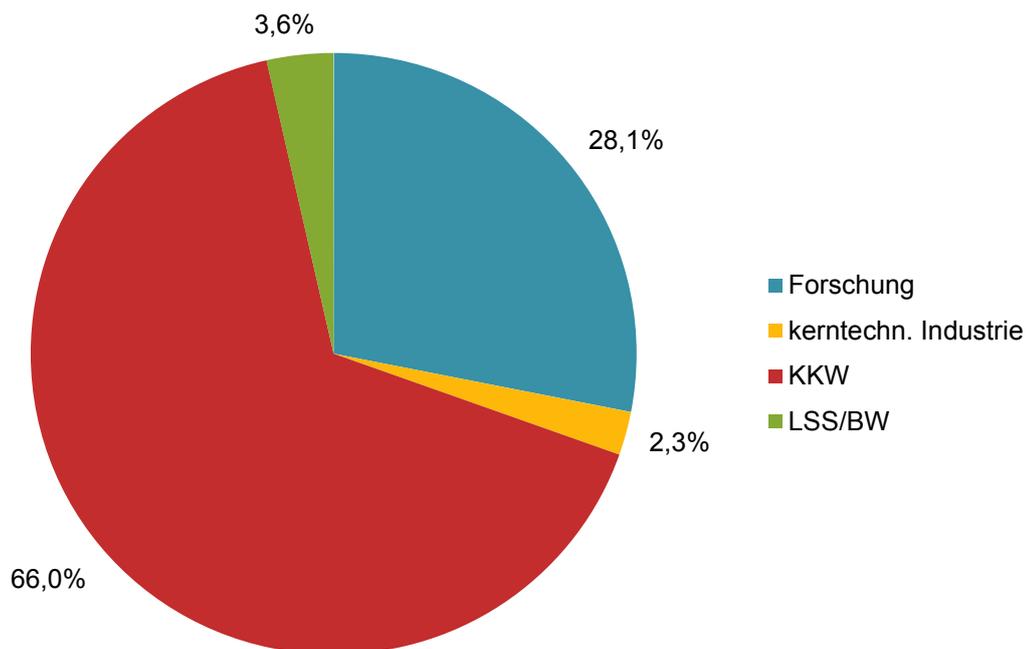


Abb. 3.5 Anteile der Herkunftsbereiche am Bruttovolumen der radioaktiven Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, Szenario 2040

Selbst mit den ab 2040 bundesweit noch neu hinzukommenden Abfällen bleibt die in dieser Dekade einzulagernde Menge basierend auf den Prognosen und den Szenarien mit ca. 84 000 m³ unter den bisher unterstellten in Konrad eingelagerten Mengen von

100 000 m³ je Dekade. Um eine Vergleichbarkeit mit den anderen Szenarien zu gewährleisten, wurden daher die einzulagernden Mengen anteilig nach der Herkunft gemäß Abb. 3.5 auf ein Gesamtbruttovolumen von 100 000 m³ für die Dekade 2040 bis 2050 skaliert, entsprechend etwa 2300 TE jährlich.

3.1.2 Ergebnisse

Insgesamt verschieben sich die Anteile der Bruttovolumina des in der jeweiligen Dekade endzulagernden Abfallaufkommens so, dass sich der Anteil der Abfälle aus Betrieb und Stilllegung von KKW deutlich erhöht (Abb. 3.6). Demgegenüber geht der Anteil aus der Forschung stammender Abfälle stark zurück. Ebenfalls kleiner ist der Anteil, der aus der kerntechnischen Industrie stammenden radioaktiven Abfälle, während der Anteil der Landessammelstellen und der Bundeswehr nahezu gleich bleibt.

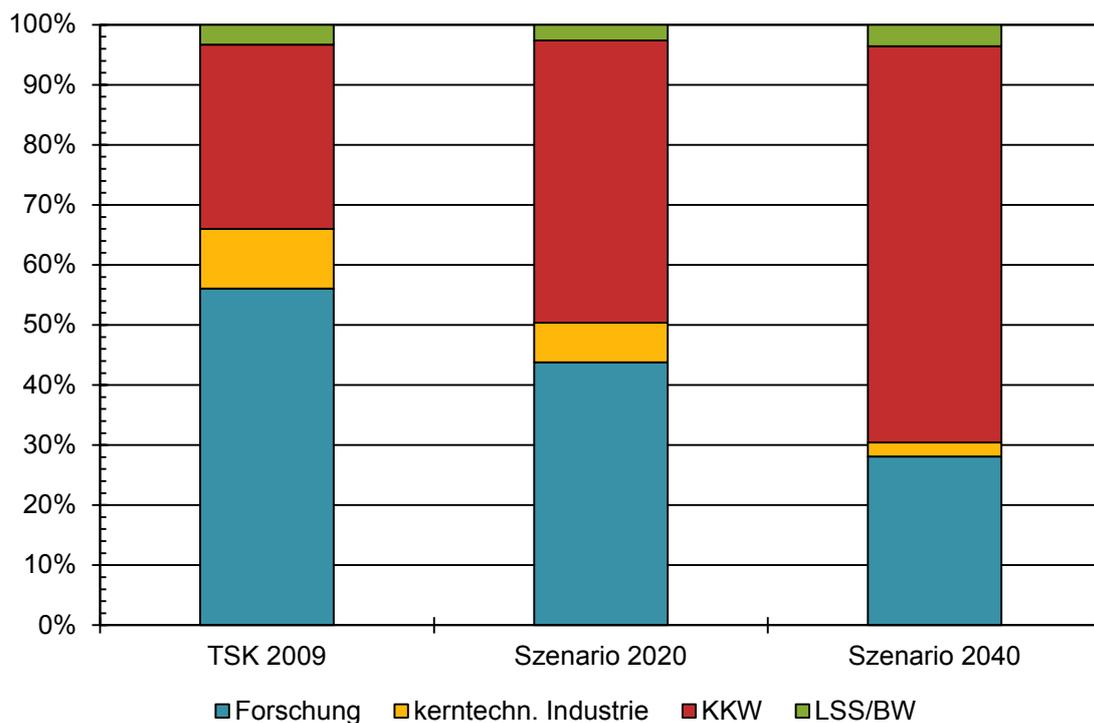


Abb. 3.6 Prognostizierte Entwicklung der Anteile der Herkunftsbereiche am einzulagernden Bruttovolumen

Auch das prognostizierte Abfallbeförderungsaufkommen zeigt in der Zusammensetzung daher eine Verschiebung hin zu Abfällen aus Betrieb und Stilllegung von KKW (Abb. 3.7). Für diese Prognose wurde unterstellt, dass jeder Abfalllieferer auch zukünftig bis 2040 und unabhängig von Art und Menge des bei ihm anfallenden radioaktiven

Abfalls die gleichen Abfallbehälter nutzt wie im Rahmen der Datenerhebung für die Transportstudie Konrad 2009 angegeben bzw. geschätzt.

In Abb. 3.8 ist das für die jeweiligen Szenarien prognostizierte Spektrum beförderter Abfallbehältertypen wiedergegeben. Dementsprechend würden sich auch die Anteile der Gebindetypen in den Szenarien hin zu mehr zylindrischen Gussbehältern verändern, während der Anteil der zylindrischen Betonbehälter nur leicht und der Anteil der Container stärker abnimmt (Abb. 3.9). Da auch seitens der Abfalllieferer keine abschließende Aussage über das in näherer Zeit und auch in Zukunft genutzte Behälterspektrum gegeben werden kann, sind diese Aussagen mit großen Unsicherheiten behaftet. Insbesondere behalten sich die Abfalllieferer auch ein Umverpacken und eine Neukonditionierung bereits konditionierter und verpackter Abfälle vor.

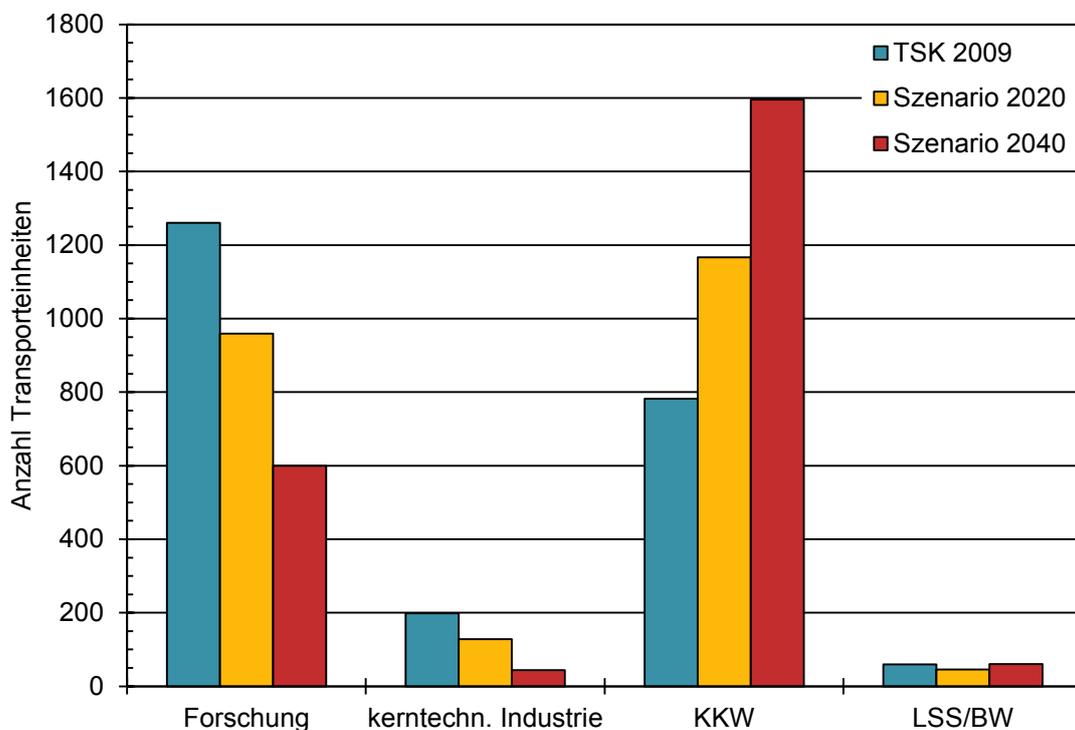


Abb. 3.7 Prognostiziertes Abfallbeförderungsaufkommen der jeweiligen Szenarien, normiert auf 2300 TE je Szenario

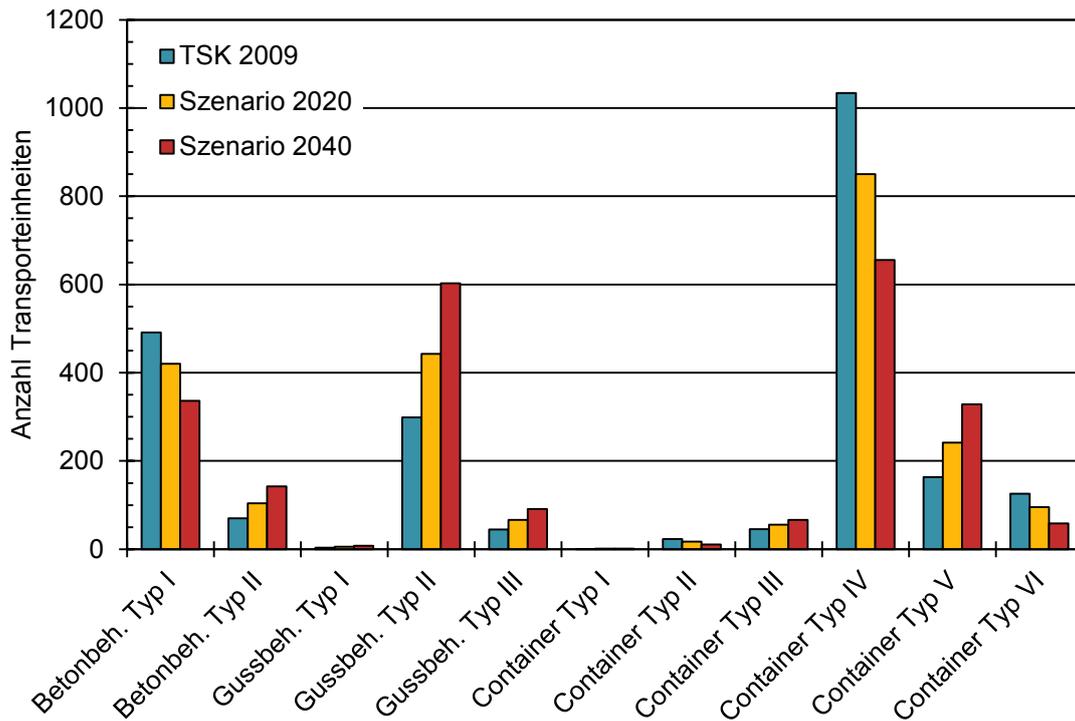


Abb. 3.8 Prognostiziertes Behälterspektrum der jeweiligen Szenarien, normiert auf 2300 TE je Szenario

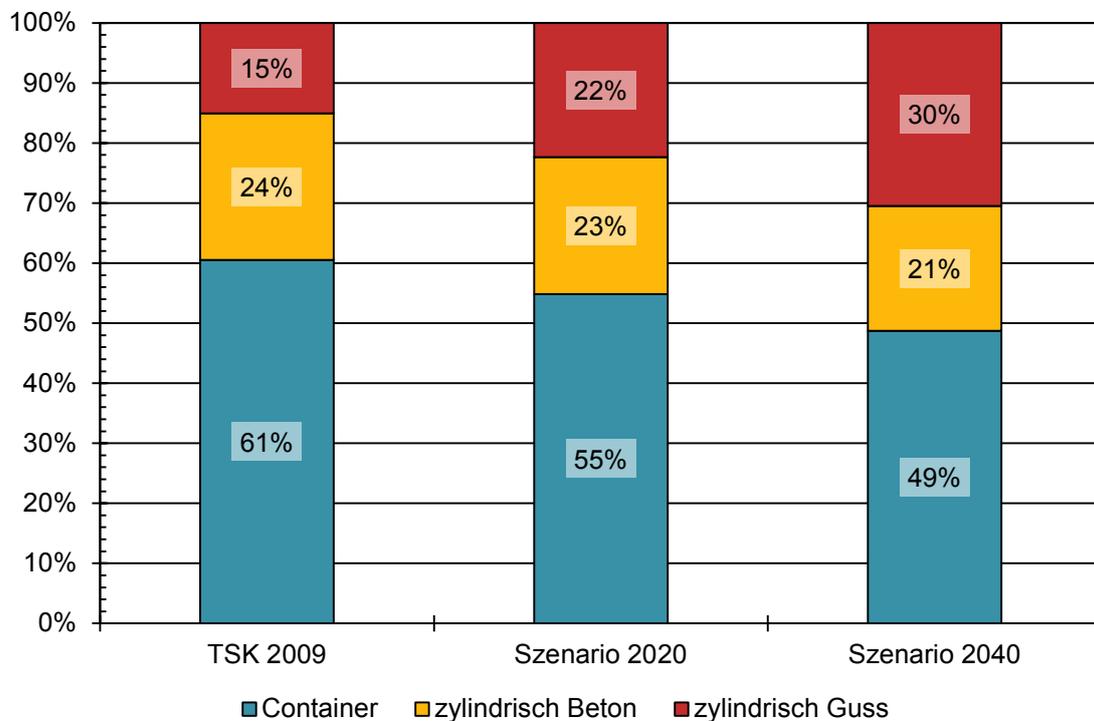


Abb. 3.9 Prognostizierte Anteile der Gebindetypen am Beförderungsaufkommen je Szenario, normiert auf 2300 TE je Szenario

Den Szenarien zufolge würde der Anteil der Typ IV-Container zurückgehen. Dagegen nähme u. a. die Anzahl der Typ V-Container und insbesondere die der Gussbehälter Typ II zu.

3.2 Sensitivitätsstudien

Im Rahmen der TAG 12 wurden vertiefte Untersuchungen zur prognostizierten Aktivitätszusammensetzung, die auf den in der TAG 11 erstellten Szenarien aufbauen (siehe Abschnitt 3.1), durchgeführt. Diese Untersuchungen dienen insbesondere dem möglichen Abbau von Konservativitäten in Bezug auf die zu erwartenden radiologischen Auswirkungen beim normalen Transport sowie nach Transport- oder Handhabungsunfällen.

Bei der Erstellung der Szenarien wurde davon ausgegangen, dass sich die Aktivitätszusammensetzungen der Herkunftsbereiche Forschung, kerntechnische Industrie sowie Landessammelstellen und Bundeswehr auch in Zukunft nicht wesentlich ändern werden. Augenmerk lag daher auf der heutigen und zukünftigen Aktivitätszusammensetzung von radioaktiven Abfällen des Herkunftsbereichs Kernkraftwerke.

In der TSK 2009 werden dem Herkunftsbereich KKW sowohl Betriebs- als auch Stilllegungsabfälle zugeordnet. Im Rahmen der Datenerhebung zur TSK 2009 war eine Trennung der diesbezüglichen Daten im damals angestrebten Zeitrahmen nicht möglich. Es wurde geprüft, inwieweit eine Trennung des bisherigen Datenbestandes in Betriebs- und Stilllegungsabfälle möglich ist. Weiterhin wurde die Neuaufnahme von Informationen zu Betriebs- und Stilllegungsabfällen aus alternativen Datenquellen geprüft. Die Untersuchungen zur zweiten Möglichkeit zeigten, dass die alternativen Datenquellen zwar prinzipiell eine Trennung der Abfalldaten der TSK 2009 in Betriebs- und Stilllegungsabfälle ermöglichen könnten. Jedoch würden sich aufgrund des hohen Anteils nicht spezifizierter Nuklide in den alternativen Datenquellen Probleme beim geplanten Abbau von Konservativitäten ergeben: Unspezifizierte Nuklide werden bei der radiologischen Konsequenzenmodellierung konservativ behandelt, die Übernahme dieser Daten wirkt sich bei der radiologischen Konsequenzenanalyse im Sinne des Abbaus von Konservativitäten kontraproduktiv aus. Die erste Möglichkeit, d. h. die Aufspaltung der bisherigen Nuklidvektoren, wurde aus ähnlichen Gesichtspunkten verworfen. Erschwerend bei der Trennung der Abfallströme und der danach zu erfolgenden

Prognose kommt hinzu, dass gegenwärtig verschiedene Stilllegungsoptionen in Deutschland möglich sind und auch verfolgt werden:

- Nutzung von Abklinglagerung,
- hoher oder vergleichsweise geringer Aufwand im Bereich Dekontamination,
- keine bis hin zu sehr hoher Kompaktierung der anfallenden Abfälle im Rahmen der Konditionierung.

Zudem sind Änderungen der Strategien auch während der Stilllegungsphase denkbar. Durch eine Einbeziehung dieser Möglichkeiten würden wiederum große Unsicherheiten in der Prognose entstehen.

Qualitativ lässt sich jedoch feststellen, dass im Rahmen des zunehmenden Rückbaues von KKW die Anteile typischer Nuklide der Stilllegung, z. B. Co-60, Ni-63 oder Fe-55, zunehmen werden. Diese stammen z. B. aus den Einbauten der KKW, Rohrleitungen oder dem Reaktordruckbehälter. Es muss jedoch beachtet werden, dass nicht alle beim Rückbau anfallenden Abfälle als radioaktive Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung im Endlager Konrad eingelagert werden können.

Aufgrund obiger Überlegungen wurden die Szenarien 2020 und 2040 für alle vier Herkunftsbereiche (Forschung, kerntechnische Industrie, Kernkraftwerke, Landessammelstellen und Sammelstelle der Bundeswehr) ohne Aktivitätsanpassungen in Bezug auf Nuklidvektoren erstellt. Es wurde jedoch angenommen, dass sich innerhalb eines Herkunftsbereiches das Abfallaufkommen (bei gleicher Nuklidzusammensetzung) ändert. Somit ergibt sich bei der Betrachtung des Abfallaufkommens insgesamt eine Veränderung der mittleren Aktivitäten pro TE (Abb. 3.10) sowie der Anteile der Herkunftsbereiche an der Gesamtaktivität (Tab. 3.5, Abb. 3.11).

Tab. 3.5 Anteile der Herkunftsbereiche an der in den beförderten Behältern enthaltenen Aktivitäten (Werte gerundet)

Herkunftsbereich	TSK 2009 (%)	Szenario 2020 (%)	Szenario 2040 (%)
Forschung	10	5	3
kerntechn. Industrie	8	4	1
KKW	81	90	96
LSS/BW	1	1	1

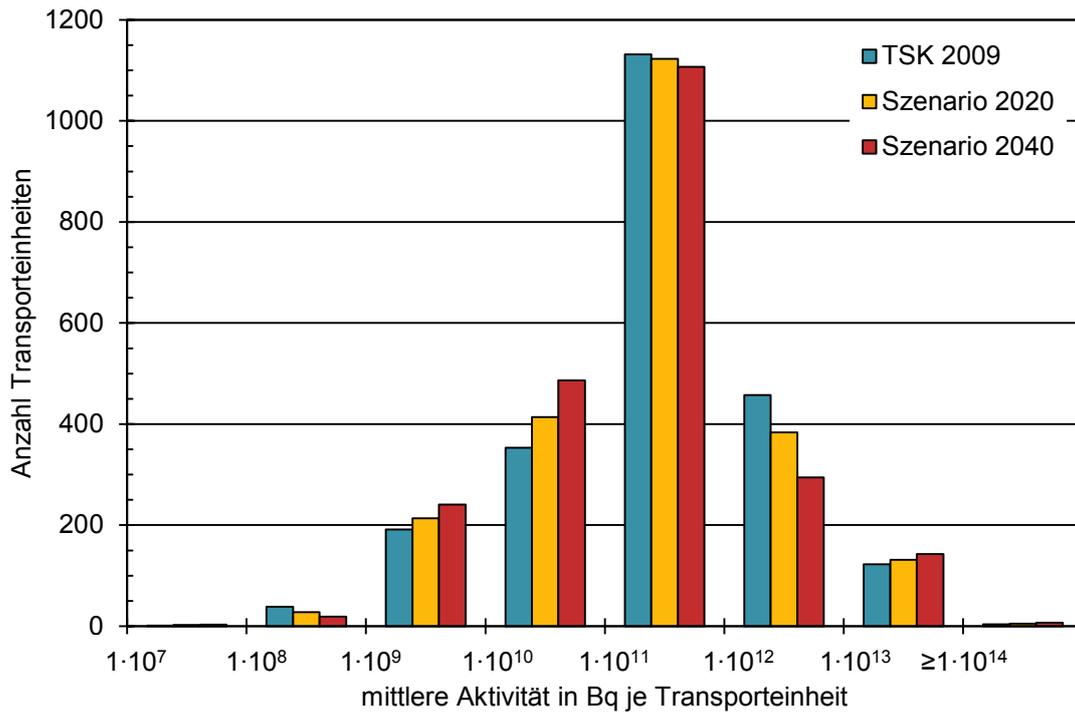


Abb. 3.10 Verteilung der Aktivität je Transporteinheit (Mittelwerte je Referenzabfall), normiert auf 2300 TE je Szenario

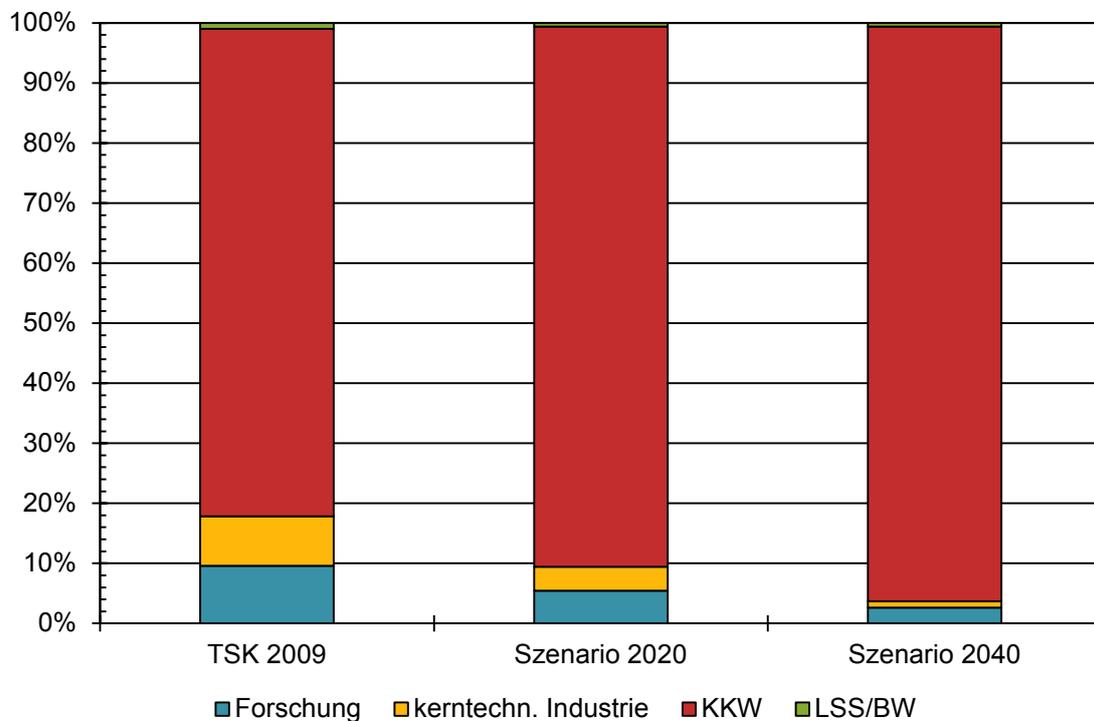


Abb. 3.11 Anteile der Herkunftsbereiche an den in den beförderten Behältern enthaltenen Aktivitäten

Die schon in der TSK 2009 festgestellte Dominanz des Anteils der KKW an der Gesamtaktivität der in den beförderten Behältern enthaltenen radioaktiven Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung verstärkt sich in den Szenarien 2020 und 2040 weiter. Dagegen nehmen die Anteile von kerntechnischer Industrie und Forschung deutlich ab. Auch der Anteil der Abfälle aus Landessammelstellen und der Sammelstelle der Bundeswehr an der Gesamtaktivität würde sich den Prognosen entsprechend leicht verringern. Insgesamt zeigt sich in Abb. 3.10 dass sich die Häufigkeitsverteilung der mittleren Aktivität je TE für die Prognoseszenarien 2020 und 2040 hin zu kleineren Aktivitäten verschiebt, wobei die meisten Transporteinheiten auch bei den Prognoseszenarien eine mittlere Aktivität zwischen $1 \cdot 10^{11}$ Bq und $1 \cdot 10^{12}$ Bq je TE aufweisen.

In Abb. 3.12 und Abb. 3.13 ist die mittlere Ortsdosisleistung von zylindrischen Abfallbehältern an der Behälteroberfläche und im Abstand von 1 m angegeben. Die Veränderung der Aktivitäten sowie der Anteile der Herkunftsbereiche am Gesamtaufkommen in den Prognoseszenarien 2020 und 2040 sind ebenfalls anhand der prognostizierten ODL der Abfallgebinde erkennbar.

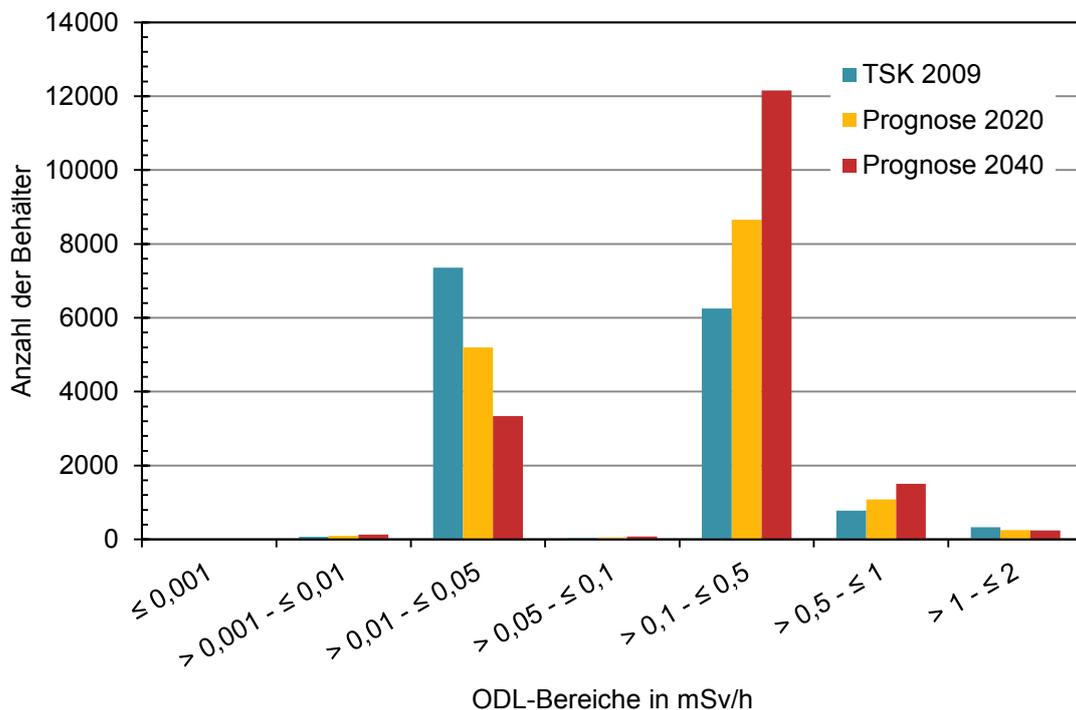


Abb. 3.12 Verteilung der Ortsdosisleistung an der Behälteroberfläche für zylindrische Abfallgebinde (Basis TSK 2009: 14 830 Behälter, Prognose 2020: 15 338 Behälter, Prognose 2040: 17 461 Behälter)

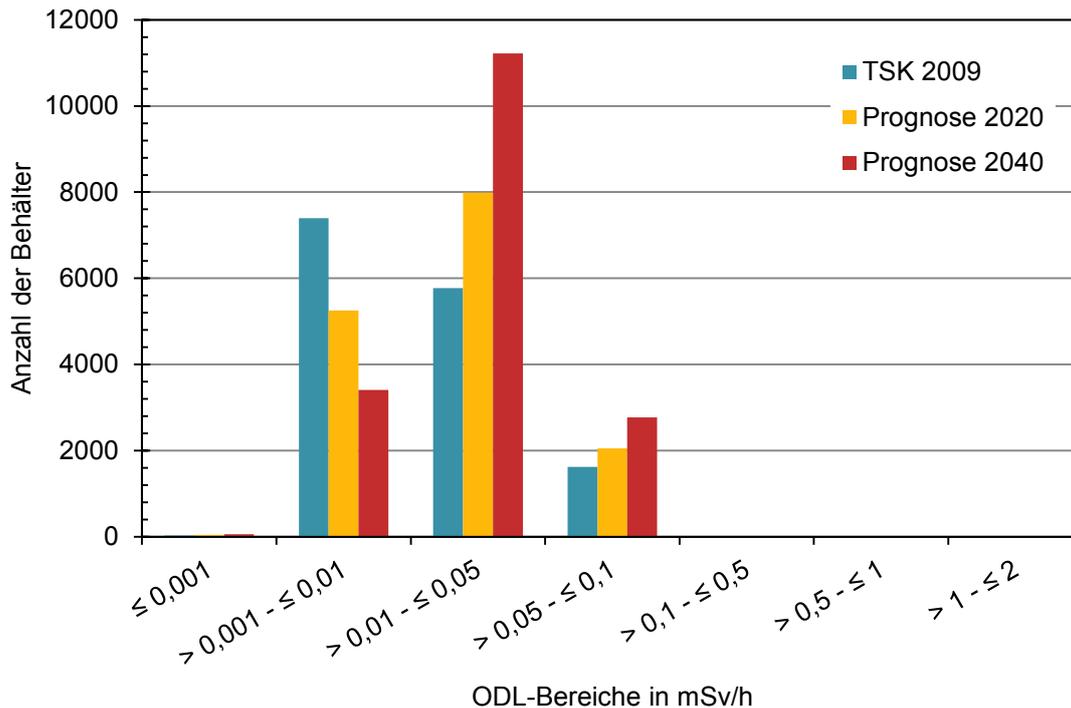


Abb. 3.13 Verteilung der Ortsdosisleistung in 1 m Abstand von der Behälteroberfläche für zylindrische Abfallgebinde (Basis TSK 2009: 14 830 Behälter, Prognose 2020: 15 338 Behälter, Prognose 2040: 17 461 Behälter)

Gemäß der TSK 2009 hatte ein großer Anteil der zylinderförmigen Abfallgebinde eine mittlere Ortsdosisleistung an der Behälteroberfläche von 50 $\mu\text{Sv/h}$ und darunter. Eine etwas kleinere Anzahl lag im Bereich zwischen 100 $\mu\text{Sv/h}$ und 500 $\mu\text{Sv/h}$ an der Behälteroberfläche. Die Prognoseszenarien zeigen eine Zunahme der Behälteranzahl mit höheren ODL. Insbesondere der Bereich 100 $\mu\text{Sv/h}$ bis 500 $\mu\text{Sv/h}$ enthält nun die meisten zylindrischen Abfallbehälter. Ein ähnliches Bild ergibt sich für die ODL in 1 m Abstand. Hier ist eine Zunahme der Anzahl von Behältern insbesondere im Bereich 10 $\mu\text{Sv/h}$ bis 50 $\mu\text{Sv/h}$ bei gleichzeitigem Rückgang der Behälteranzahl im Bereich 1 $\mu\text{Sv/h}$ bis 10 $\mu\text{Sv/h}$ zu beobachten.

In Abb. 3.14 und Abb. 3.15 ist ebenfalls für die Prognoseszenarien 2020 und 2040 die mittlere ODL von Abfallcontainern an der Behälteroberfläche und in 2 m Abstand angegeben. Die Anzahl der Behälter mit einer ODL im Bereich zwischen 100 $\mu\text{Sv/h}$ und 500 $\mu\text{Sv/h}$ an der Behälteroberfläche nimmt ab, ebenso im Bereich 1 $\mu\text{Sv/h}$ bis 10 $\mu\text{Sv/h}$ an der Behälteroberfläche. Dagegen nimmt die Anzahl der Behälter mit einer Oberflächen-ODL im Bereich 10 $\mu\text{Sv/h}$ und 50 $\mu\text{Sv/h}$ zu. Die Mehrzahl der Behälter

findet sich auch in den Prognoseszenarien im Bereich zwischen 100 $\mu\text{Sv/h}$ und 500 $\mu\text{Sv/h}$ an der Behälteroberfläche wieder.

Die ODL der Abfallcontainer in 2 m Abstand nimmt in fast allen Bereichen ab. Ausnahme bildet hier der Bereich 50 $\mu\text{Sv/h}$ bis 100 $\mu\text{Sv/h}$; dort ist eine Zunahme der Behälteranzahl zu beobachten. Wie auch in der TSK 2009 sind viele quaderförmige Abfallbehälter einem ODL-Bereich von 1 $\mu\text{Sv/h}$ bis 50 $\mu\text{Sv/h}$ zuzuordnen.

Es kann davon ausgegangen werden, dass sich – auf Grundlage der Annahmen zur Erstellung der Prognoseszenarien – bezüglich möglicher Strahlenexpositionen beim normalen Transport keine wesentlichen Änderungen bei den Prognoseszenarien 2020 und 2040 im Vergleich zur TSK 2009 ergeben, sondern das Niveau möglicher Expositionen dem der TSK 2009 entspricht. Entsprechende Rechnungen haben ergeben, dass sich die zu erwartenden Dosen für Anwohner der Transportstrecken nur wenig (etwa 0,2 % für das Szenario 2020 und etwa 1,2 % für das Szenario 2040) ändern (siehe Tab. 3.6).

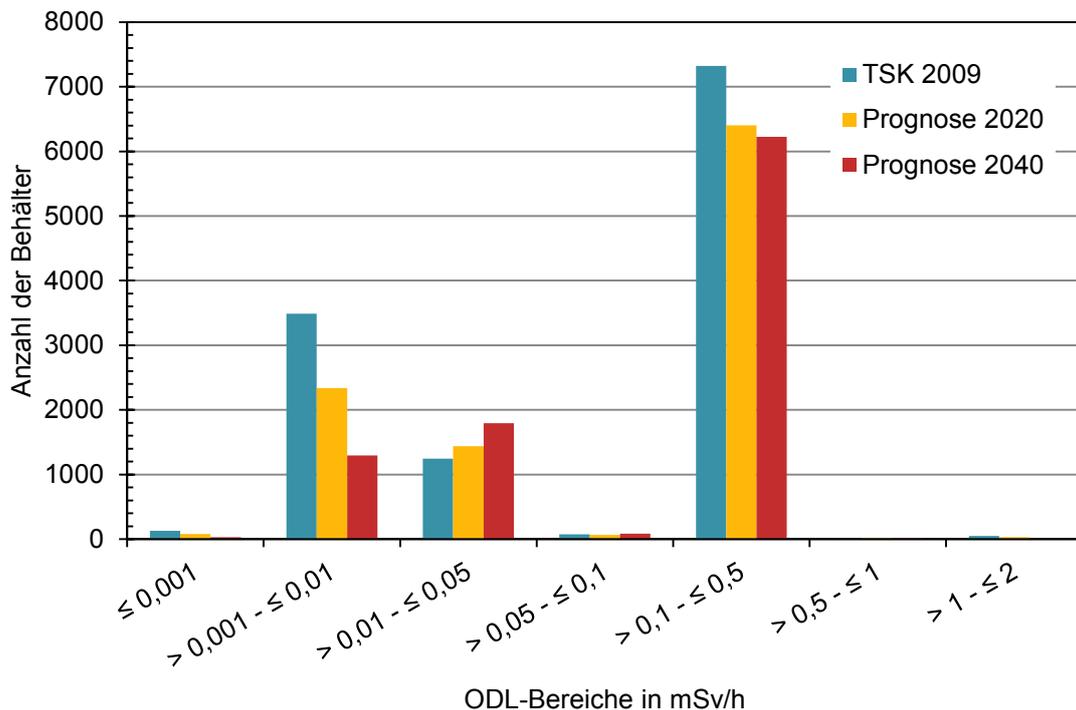


Abb. 3.14 Verteilung der Ortsdosisleistung an der Behälteroberfläche für quaderförmige Abfallgebände (Basis TSK 2009: 12 325 Behälter, Prognose 2020: 10 366 Behälter, Prognose 2040: 9457 Behälter)

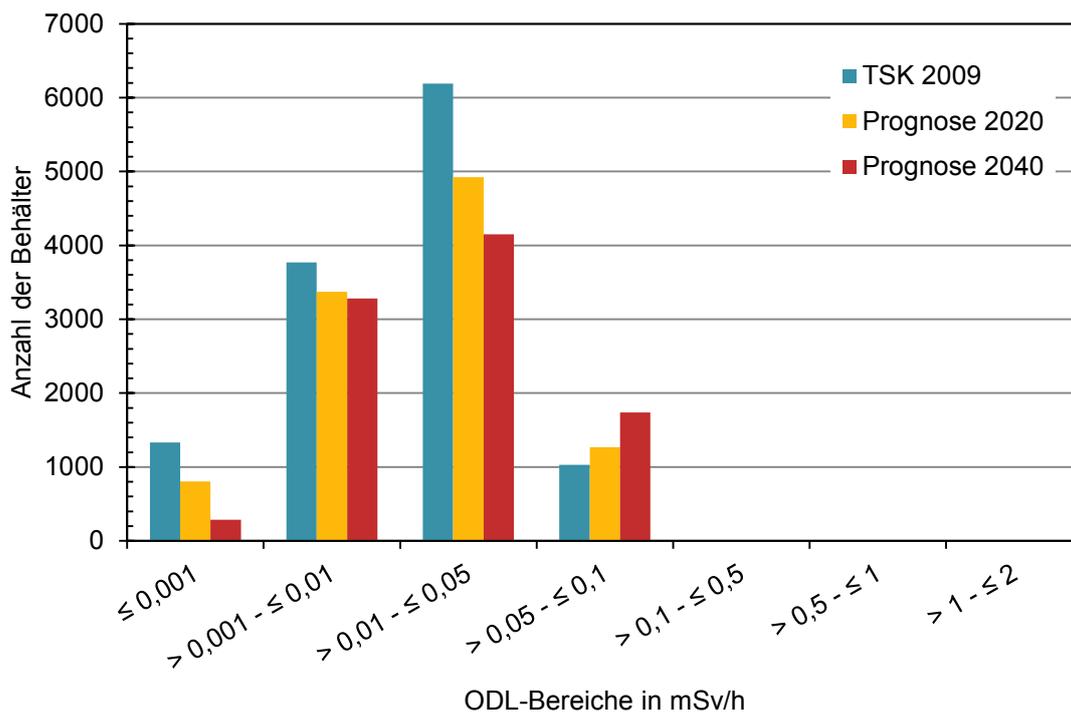


Abb. 3.15 Verteilung der Ortsdosisleistung in 2 m Abstand von der Behälteroberfläche für quaderförmige Abfallgebinde (Basis TSK 2009: 12 325 Behälter, Prognose 2020: 10 366 Behälter, Prognose 2040: 9457 Behälter)

In Tab. 3.6 sind auf Grundlage der Prognoseszenarien berechnete Strahlenexpositionen angegeben. Die angegebenen Werte beziehen sich auf einen Anwohner der Hauptanlieferungsstrecken. Die zur Berechnung nach der RADTRAN 4-Methodik verwendeten Parameter entsprechen denen der TSK 2009: Für Straßentransporte wurde angenommen, dass sich ein Erwachsener permanent in Freien aufhält. Sämtliche Abfalltransporte führen bei der Vorbeifahrt in 5 m Abstand am Passanten zu einem Dosisbeitrag, zusätzlich wird angenommen, dass 5 % aller Abfalltransporte einen verkehrsbedingten Halt für die Dauer von zwei Minuten vor dem Passanten durchführen. Zusätzliche Abschirmungen zwischen Abfallbehälter und Passant wurden nicht unterstellt. Für Schienentransporte wurden analoge Bedingungen angenommen, nur die verkehrsbedingte Haltezeit beträgt hier fünf Minuten. Es ist ein kleiner Anstieg der ODL von etwa 0,2 % für das Prognoseszenario 2020 sowie von etwa 1,2 % für das Prognoseszenario 2040 im Vergleich zur TSK 2009 bei Annahme eines Transports zu 100 % über Schiene bzw. Straße zu beobachten.

Tab. 3.6 Beförderungsbedingt zu erwartende Expositionen für erwachsene Anwohner der Hauptanlieferungsstrecken bei Aufenthalt im Freien in 5 m Abstand, Werte gerundet

	Effektive Dosis (mSv/a)		
	TSK 2009	Prognose 2020	Prognose 2040
80 % Schienentransport	0,020	0,020	0,020
20 % Straßentransport	0,005	0,005	0,005
100 % Schiene	0,025	0,025	0,026
100 % Straße	0,025	0,026	0,026

Die für die Prognosen verwendeten Aktivitäten der Abfälle basieren auf der Datenlage für die Transportstudie Konrad 2009. Diese schließt Daten ein, für die eine Zerfallskorrektur fehlte und die somit auch für die Prognosen nicht durchgeführt wurde. Die Ergebnisse der Prognoseszenarien sind daher auch in Bezug auf die unterstellte Aktivität konservativ.

Die Ortsdosisleistungen basieren auf Angaben der Abfalllieferer sowie zusätzlichen Betrachtungen auf Grundlage der Daten für die TSK 2009. Sofern sich zukünftig Änderungen in der Aktivitätszusammensetzung, der verwendeten Behälter oder der Ortsdosisleistungen der Abfallbehälter ergeben, können sich auch die zu erwartenden Expositionen für die Bevölkerung und für das Transportpersonal ändern.

3.3 Radiologische Auswirkungen

Basierend auf den Betrachtungen in den Abschnitten 3.1 und 3.2 wurden Berechnungen zu möglichen radiologischen Auswirkungen nach einem Transportunfall durchgeführt. Weiterhin wurde die Sensitivität der durchgeführten probabilistischen Konsequenzenanalyse hinsichtlich der in die Berechnungen eingehenden Parameter überprüft.

3.3.1 Allgemeines Vorgehen bei der Konsequenzenanalyse

Im Folgenden wird kurz auf die Vorgehensweise zur Analyse der Transportunfallrisiken in der TSK 2009 eingegangen. Da an dieser Stelle der gesamte Umfang der Dokumentation nicht wiederholt werden soll, wird für weitergehende Informationen auf die TSK 2009 /GRS 10/ – insbesondere Kapitel 8 – verwiesen.

Die Abfalltransporte können auf ihrem Weg zum Endlager Konrad in Unfälle verwickelt werden, bei denen Abfallgebinde u. U. den dabei auftretenden Unfallbelastungen nicht standhalten, so dass es zu einer Freisetzung radioaktiver Stoffe in die Umgebung kommen kann. Je nach dem Aktivitätsinventar der betroffenen Abfallbehälter und dem infolge der Unfallbelastung in die Umgebung freigesetzten Aktivitätsanteil variieren die unfallbedingten radiologischen Auswirkungen wie Strahlenexpositionen von Personen und Kontaminationen von Boden, Bewuchs oder anderen Oberflächen in einem weiten Bereich. Die Häufigkeit, mit der für das betrachtete Transportaufkommen bestimmte Auswirkungen zu erwarten sind, hängt von mehreren Einflussgrößen ab, zu denen insbesondere zählen:

- Die Häufigkeit, mit der Unfallbelastungen unterschiedlicher Art und unterschiedlichen Ausmaßes auf Abfallgebinde einwirken,
- das Verhalten eines Abfallbehälters und der darin befindlichen Abfallprodukte in Bezug auf das Freisetzungsverhalten unter unfallbedingten Lasteinwirkungen,
- der Aktivitätsinhalt und die Anzahl der betroffenen Abfallgebinde,
- die Häufigkeit, mit der unterschiedliche atmosphärische Ausbreitungs- und Ablagerungsbedingungen vorliegen, die ihrerseits die luftgetragenen und abgelagerten Schadstoffkonzentrationen und damit die potenziellen radiologischen Auswirkungen beeinflussen.

Die Ermittlungen des mit Transportunfällen verbundenen Risikos in der Standortregion beziehen sich auf den Umkreis mit einem Radius von 25 km um das Endlager Konrad, in dem alle Abfalltransporte zum Endlager zusammenlaufen (Abb. 3.16, Abb. 3.17). Die Größe des Bereichs, für den das Unfallrisiko der Abfalltransporte insgesamt ermittelt wird, ist u. a. darin begründet, dass in jedem Fall alle in der Endlagerregion zusammenlaufenden Abfalltransporte und die für dieses Gebiet repräsentativen Schienen- und Straßentransportstrecken erfasst werden.

Sowohl für Schienentransporte als auch Straßentransporte wird die innerhalb des 25 km-Umkreises zurückgelegte Fahrstrecke bis zum Erreichen des Endlagers zugrunde gelegt. Hierfür werden die Eintrittshäufigkeiten von Transportunfällen und die damit verbundenen radiologischen Auswirkungen ermittelt. Damit stellen die für das gesamte Gebiet von 25 km Umkreis ermittelten Unfallhäufigkeiten für jeden kleineren Transportabschnitt, der bezüglich möglicher Unfallrisiken in Betracht gezogen wird, abdeckende Werte dar.

In Bezug auf mögliche Unfallauswirkungen sind die unfallbedingt auftretenden mechanischen und/oder thermischen Belastungen der Abfallbinde wesentlich. Diese bestimmen in Verbindung mit den Eigenschaften des Abfallbehälters und des darin befindlichen Abfallproduktes (z. B. Zement/Beton, Presslinge etc.) das Ausmaß der Freisetzung radioaktiver Stoffe in die Umgebung. Hier ist naturgemäß ein sehr großes Spektrum an Unfallbelastungen möglich. Diese können von geringfügigen bis zu sehr hohen mechanischen und thermischen Beaufschlagungen der Abfallbehälter reichen.

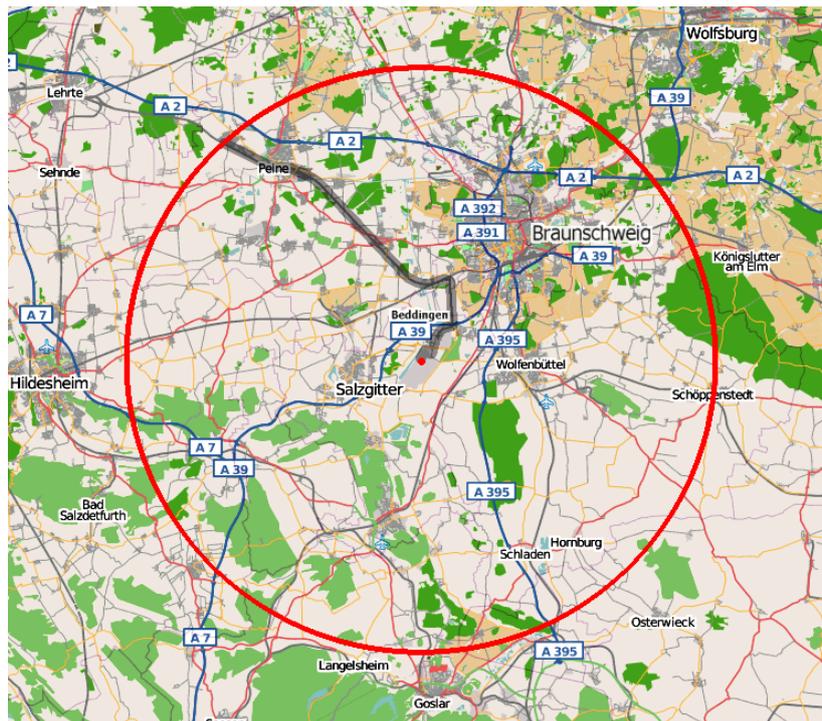


Abb. 3.16 Standortregion des Endlagers Konrad mit 25 km-Umkreis (rot) um den Standort (roter Punkt) und Streckenführung für Schienentransport (grau hervorgehoben), Quelle: OpenStreetMap

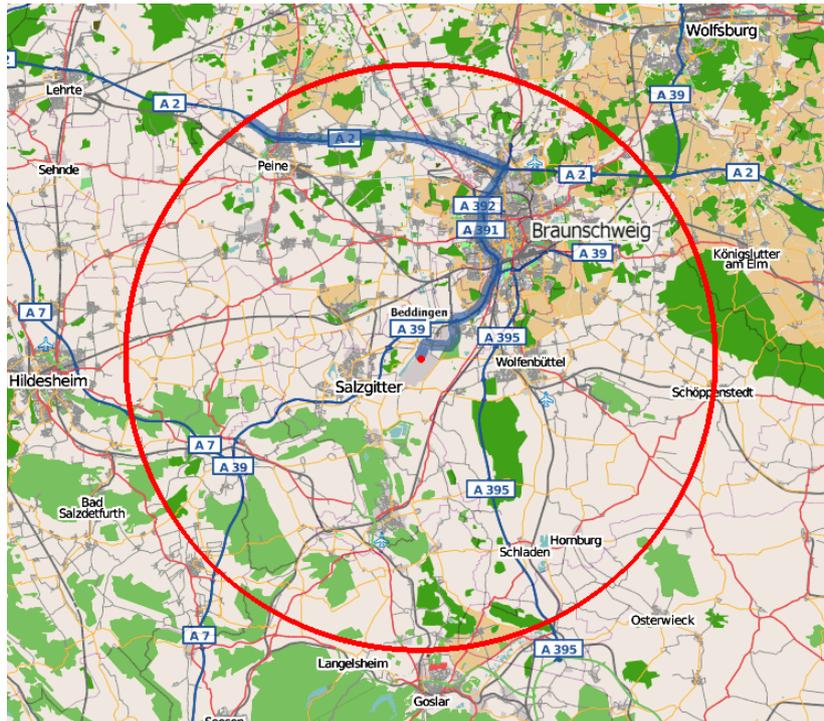


Abb. 3.17 Standortregion des Endlagers Konrad mit 25 km-Umkreis (rot) um den Standort (roter Punkt) und längster Streckenführung für Straßentransporte (blau hervorgehoben), Quelle: OpenStreetMap

Das weite Spektrum möglicher Transportunfallbelastungen macht zur quantitativen Erfassung von Unfallrisiken eine Unterteilung in eine begrenzte Zahl von Belastungsklassen (BK) erforderlich, die jeweils einen bestimmten Bereich von möglichen Unfalleinwirkungen auf Abfallgebinde abdecken. Im Rahmen der TSK 2009 wurden neun Belastungsklassen mit Merkmalen gemäß Tab. 3.7 gewählt. Die wesentlichen Bestimmungsgrößen des Schemas sind die Aufprallgeschwindigkeit und die den thermischen Energieeintrag bestimmende Branddauer und -temperatur.

Tab. 3.7 Definitionsschema der neun Belastungsklassen

Aufprallgeschwindigkeit	Branddauer und -temperatur		
	ohne Brand	30 min/800 °C Brand	60 min/800 °C Brand
≤ 35 km/h	BK 1	BK 2	BK 3
36 – 80 km/h	BK 4	BK 5	BK 6
> 80 km/h	BK 7	BK 8	BK 9

Als Maß für die mechanische Belastung wird die Fahrgeschwindigkeit des Abfalltransports angegeben, bei der sich der Transportunfall ereignet. Zur Bestimmung von Frei-

setzungsanteilen wird unterstellt, dass die betroffenen Abfallgebinde mit der Obergrenze des jeweiligen Geschwindigkeitsintervalls einer Belastungsklasse auf ein hartes, unnachgiebiges Hindernis prallen. Für den Geschwindigkeitsbereich > 80 km/h wird dabei eine Geschwindigkeit von 110 km/h angesetzt. Die thermische Belastung der Abfallgebinde wird durch den Brandzeit-Temperaturverlauf charakterisiert, wobei unterstellt wird, dass das Abfallgebinde dem Schadensfeuer bei einer Temperatur von 800 °C für 30 min (BK 2, BK 5 und BK 8) bzw. 60 min (BK 3, BK 6 und BK 9) allseitig ausgesetzt wird.

Unfallbedingte Aktivitätsfreisetzungen hängen von Eigenschaften der Transportbehälter und der darin befindlichen Abfallprodukte ab. Daher wurde das Spektrum der anfallenden Abfallgebinde in sogenannte Abfallgebindegruppen (AGG) unterteilt mit der Zielsetzung, Abfallgebinde mit gleicher Freisetzungscharakteristik in einer Gruppe zusammenzufassen. Im Folgenden werden acht AGG unterschieden:

- AGG 1 Brennbare unfixierte Abfälle in Stahlblechcontainern,
- AGG 2 unfixierte und nicht kompaktierbare metallische und nichtmetallische Abfälle (einschließlich Verdampferkonzentrate) in Stahlblechcontainern oder Betonbehältern,
- AGG 3 metallische Abfälle in Stahlblechcontainern oder Betonbehältern,
- AGG 4 kompaktierte Abfälle in Stahlblechcontainern oder Betonbehältern,
- AGG 5 zementfixierte Abfälle in Stahlblechcontainern,
- AGG 6 brennbare, unfixierte Abfälle in Betonbehältern,
- AGG 7 zementfixierte Abfälle in Betonbehältern und
- AGG 8 Abfälle in Gussbehältern.

Diese Definition entspricht weitgehend der bereits in der Transportstudie Konrad von 1991 /GRS 91a/ gewählten Gruppierung und wurde lediglich verallgemeinert, z. B. durch die Eingliederung von Betonbehältern in die AGG 2, 3 und 4. Die Bezeichnung Betonbehälter umfasst bei der Definition der AGG sowohl zylindrische Betonbehälter als auch Betoncontainer. Die Einteilung orientiert sich überwiegend an den Definitionen der Abfallproduktgruppen (siehe Abschnitt 3.1) und kombiniert diese mit verschiedenen Behältertypen. Abfälle in Gussbehältern werden abweichend davon unabhängig von

der Abfallproduktgruppe in AGG 8 zusammengefasst. Die übrigen Abfälle der APG 02 bis APG 04 werden den AGG 2 bis AGG 4 zugeordnet, während bei APG 01 und APG 05 eine zusätzliche Unterscheidung abhängig von der Verpackung in Stahlcontainer oder Betonbehälter vorgenommen wird (AGG 2 und AGG 6 bzw. AGG 5 und AGG 7). APG 06 wird konservativ wie APG 02 behandelt.

Die Zuordnung der erfassten Referenzabfälle zu AGG erfolgte nach obigem Schema, sofern die erforderlichen Informationen zur Verpackung und Fixierung vorliegen. Da für einen Großteil der Abfälle die abschließende Konditionierung noch aussteht, liegen die für die Einordnung in AGG notwendigen Parameter für einige Referenzabfälle noch nicht sicher vor. In diesen Fällen wird daher eine Zuordnung vorgenommen, die zu einer konservativen Abschätzung potenzieller Freisetzungen führt. Dabei werden auch Aktivitätsbegrenzungen der internationalen Transportvorschriften /IAEA 09/ und der Endlagerbedingungen Konrad /BFS 10/ berücksichtigt, um unzulässige Kombinationen aus Abfallprodukt, Aktivität und Verpackung auszuschließen.

Die für diese Abfallgebindegruppen ermittelten, von der Unfallbelastung abhängigen Freisetzungsanteile basieren auf experimentellen Untersuchungen und auf theoretischen Modellen. Gegenüber der TSK 1991 sind neuere experimentelle Erkenntnisse aus mehrjährigen Versuchsprogrammen zur Freisetzung bei mechanischen Einwirkungen eingeflossen /LAN 07/. Bei den Versuchsserien wurden pulverförmige und zementierte Abfallsimulate unterschiedlicher Größe und Verpackung einem weiten Spektrum von mechanischen Belastungen ausgesetzt und die generierten Freisetzungen partikelgrößenabhängig gemessen. Hierbei konnten die Einflüsse der physikalischen Form der Proben, ihrer Verpackung, Masse und spezifischen kinetischen Energie auf die partikelgrößenabhängige Freisetzung aerosolförmiger Stoffe quantifiziert und auf reale Abfallgebinde übertragen werden. Insgesamt zeigte sich, dass frühere Abschätzungen zu Freisetzungsanteilen bei mechanischen Einwirkungen, wie sie beispielsweise in der 1991er Transportstudie verwendet wurden, tatsächliche Freisetzungsanteile deutlich überschätzten.

Der erfasste Partikelgrößenbereich von Freisetzungen wurde auf einen aerodynamisch äquivalenten Durchmesser (AED) bis 100 µm erweitert, um den potenziellen Beitrag großer Partikel besser zu berücksichtigen. Im Fall unfallbedingter thermischer Einwirkungen (Brände) wurden gegenüber der TSK 1991 nur Anpassungen der Beiträge aus gleichzeitigen mechanischen Einwirkungen vorgenommen.

Die der TSK 2009 zugrundeliegenden Freisetzungsteile sind in Übersichtsform in Tab. 3.8 und Tab. 3.9 dargestellt. Die Werte in Tab. 3.8 repräsentieren die luftgetragenen, in Form von Aerosolpartikeln freigesetzten Aktivitätsanteile für alle Radionuklide ausgenommen Tritium (H-3), radioaktiven Kohlenstoff (C-14) und Halogene (z. B. Jod), für die aufgrund ihrer höheren Flüchtigkeit andere Werte verwendet werden (Tab. 3.9). Die Freisetzungsteile werden für die Partikelgrößenbereiche mit einem AED von 0 bis 10 µm und von 10 bis 100 µm unterschieden.

Es ist zu beachten, dass in Tab. 3.9 nur jeweils der Freisetzungsteil für 0 – 10 µm aufgeführt ist, jedoch bei mechanischer Einwirkung auch Freisetzungen im Partikelgrößenbereich > 10 µm auftreten können, die den Freisetzungen für sonstige Radionuklide gemäß Tab. 3.8 entsprechen. Die Freisetzungsteile durch thermische Einwirkungen für sonstige Radionuklide (Tab. 3.8) orientieren sich konservativ an der Freisetzbarkeit relativ leicht flüchtiger chemischer Verbindungen von Cäsium, wodurch jedoch beispielsweise die Freisetzung von Aktivierungsprodukten wie Co-60 aber auch von Transuranen wie Plutonium und Americium deutlich überschätzt wird.

Tab. 3.8 Partikelgrößenabhängige Freisetzungsteile für sonstige Radionuklide (ohne H-3, C-14 und Halogene) in Abhängigkeit von der Belastungsklasse und Abfallgebindegruppe

Belastungsklasse	AED	AGG 1	AGG 2	AGG 3	AGG 4	AGG 5	AGG 6	AGG 7	AGG 8
BK 1	0 – 10 µm	$5,0 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-8}$	$5,0 \cdot 10^{-8}$	$3,0 \cdot 10^{-8}$	0	0	0
	10 – 100 µm	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$2,7 \cdot 10^{-7}$	0	0	0
BK 2	0 – 10 µm	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$4,0 \cdot 10^{-4}$	$2,1 \cdot 10^{-4}$	0	0	$1,1 \cdot 10^{-7}$
	10 – 100 µm	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$2,7 \cdot 10^{-7}$	0	0	0
BK 3	0 – 10 µm	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$	0	0	$2,0 \cdot 10^{-5}$
	10 – 100 µm	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$2,7 \cdot 10^{-7}$	0	0	0
BK 4	0 – 10 µm	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$5,0 \cdot 10^{-7}$	$5,0 \cdot 10^{-7}$	$4,0 \cdot 10^{-7}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$	$2,0 \cdot 10^{-7}$	0
	10 – 100 µm	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$3,6 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$1,8 \cdot 10^{-6}$	0
BK 5	0 – 10 µm	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$4,0 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-7}$
	10 – 100 µm	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$3,6 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$1,8 \cdot 10^{-6}$	0
BK 6	0 – 10 µm	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-5}$
	10 – 100 µm	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$3,6 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$1,8 \cdot 10^{-6}$	0
BK 7	0 – 10 µm	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-6}$	$3,0 \cdot 10^{-6}$	$3,0 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$3,0 \cdot 10^{-8}$
	10 – 100 µm	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$6,0 \cdot 10^{-6}$	$6,0 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$6,8 \cdot 10^{-6}$	0
BK 8	0 – 10 µm	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$ a)	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$4,0 \cdot 10^{-4}$	$2,8 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$2,2 \cdot 10^{-4}$
	10 – 100 µm	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$6,0 \cdot 10^{-6}$	$6,0 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$6,8 \cdot 10^{-6}$	0
BK 9	0 – 10 µm	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$2,8 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$
	10 – 100 µm	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$6,0 \cdot 10^{-6}$	$6,0 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$6,8 \cdot 10^{-6}$	0

a) In der Transportstudie Konrad 2009 /GRS 10/ ist der Wert für AGG 2 bei BK 8 fälschlich als $1,1 \cdot 10^{-1}$ wiedergegeben worden. Da Rechnungen mit diesem höheren Wert konservativer sind, wurde auf ein Corrigendum nach der Veröffentlichung verzichtet.

Tab. 3.9 Freisetzungsanteile für H-3, C-14 und Halogene (AED 0 - 10 µm) in Abhängigkeit von der Belastungsklasse und Abfallgebindegruppe (w. s. N.: wie sonstige Nuklide)

Belastungsklasse	Radionuklid	AGG 1	AGG 2	AGG 3	AGG 4	AGG 5	AGG 6	AGG 7	AGG 8
BK 1	H-3								
	C-14	w. s. N.	0	0	0				
	Halogene								
BK 2	H-3					$6,0 \cdot 10^{-2}$			$7,3 \cdot 10^{-7}$
	C-14	1	1	1	1	$2,1 \cdot 10^{-4}$	0	0	$1,6 \cdot 10^{-4}$
	Halogene					$5,0 \cdot 10^{-1}$			$1,6 \cdot 10^{-4}$
BK 3	H-3					$5,0 \cdot 10^{-1}$	0	0	$4,0 \cdot 10^{-3}$
	C-14	1	1	1	1	$5,0 \cdot 10^{-4}$	1	1	$6,0 \cdot 10^{-3}$
	Halogene					1	1	1	$4,0 \cdot 10^{-2}$
BK 4	H-3								
	C-14	w. s. N.	w. s. N.	w. s. N.	0				
	Halogene								
BK 5	H-3					$5,0 \cdot 10^{-1}$		1	$7,3 \cdot 10^{-7}$
	C-14	1	1	1	1	$1,1 \cdot 10^{-3}$	1	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$
	Halogene					1		1	$1,6 \cdot 10^{-4}$
BK 6	H-3					$5,0 \cdot 10^{-1}$			$4,0 \cdot 10^{-3}$
	C-14	1	1	1	1	$1,1 \cdot 10^{-3}$	1	1	$6,0 \cdot 10^{-3}$
	Halogene					1			$4,0 \cdot 10^{-2}$
BK 7	H-3								
	C-14	w. s. N.	w. s. N.	w. s. N.	w. s. N.				
	Halogene								
BK 8	H-3					$5,0 \cdot 10^{-1}$			$7,3 \cdot 10^{-7}$
	C-14	1	1	1	1	$2,8 \cdot 10^{-3}$	1	1	$2,2 \cdot 10^{-4}$
	Halogene					1			$5,0 \cdot 10^{-1}$
BK 9	H-3					$5,0 \cdot 10^{-1}$			$4,0 \cdot 10^{-3}$
	C-14	1	1	1	1	$2,8 \cdot 10^{-3}$	1	1	1
	Halogene					1			1

Die Berechnung potenzieller radiologischer Unfallfolgen wie Kontamination auf Bewuchs oder Boden und Strahlenexpositionen von Personen erfolgte mit einer modifizierten Version des Unfallfolgenanalyseprogramms COSYMA, Version 95/1 NL (/EUR 90/, /HAS 95/), das im Wesentlichen auf dem im damaligen Kernforschungszentrum Karlsruhe (heute Karlsruher Institut für Technologie, KIT) entwickelten Unfallfolgenprogramm UFOMOD /EHR 88/ aufbaut. Bei COSYMA handelt es sich um ein umfassendes Programmsystem zur probabilistischen Unfallfolgenanalyse, mit dem – ausgehend von einem Quellterm freigesetzter luftgetragener Radionuklide – der Transport der Radionuklidwolke sowie ihre Vermischung durch turbulente Diffusion und damit die Verdünnung beschrieben wird. Der atmosphärische Transport und die Ablagerung der Radionuklide wird in der COSYMA-Version 95/1 mit dem Gauß-artigen Ausbreitungsmodell MUSEMET (Volumenquellenmodell, /VOG 81/, /PSE 85a/) berechnet. Auf der Grundlage der resultierenden räumlichen Verteilungen der bodennahen Radionuklidkonzentration sowie der abgelagerten Radionuklide wird die Strahlenexposition ortsabhängig bestimmt. In COSYMA werden für einen vorgegebenen Quellterm Ausbreitungsrechnungen für maximal insgesamt 144 Wettersequenzen durchgeführt. Diese Wettersequenzen wurden per Monte-Carlo-Verfahren jeweils aus 144 Klassen ausgewählt, die nach Windrichtung, Transportzeit der Wolke und Niederschlagsrate eingeteilt wurden. Jeder Klasse ist eine Häufigkeit zugeordnet, die charakteristisch für die am Standort Konrad vorherrschenden meteorologischen Bedingungen ist. Auf dieser Grundlage berechnet COSYMA in einem Polarkoordinatensystem für ausgewählte Aufpunkte in der Umgebung des Freisetzungsortes Häufigkeitsverteilungen für die resultierenden Strahlenexpositionen mit einem deterministischen Dosismodell.

Mit dem Ausbreitungsmodell MUSEMET in COSYMA kann die atmosphärische Ausbreitung in ebenem Gelände berechnet werden. Instationäre meteorologische Bedingungen, d. h. Änderungen von Windgeschwindigkeit und Windrichtung, des Turbulenzzustandes der Atmosphäre sowie der Niederschlagsrate mit der Zeit werden berücksichtigt. Die für MUSEMET in COSYMA zur Verfügung stehenden Ausbreitungsparametersätze sind allerdings für die im Rahmen der Transportrisikostudie zu unterstellenden Randbedingungen (u. a. niedrige Freisetzungshöhe bei moderaten Rauigkeitsverhältnissen sowie kurze Freisetzungsdauer) nur bedingt geeignet. Darüber hinaus können mit dem Gauß-Ansatz in MUSEMET das gravitative Absinken und die Deposition von Aerosolen für Partikeldurchmesser bis zu 100 µm nur sehr eingeschränkt be-

rücksichtigt werden. Aus diesem Grunde wurde das Ausbreitungsmodul von COSYMA um die Möglichkeit erweitert, statt MUSEMET ein modernes Lagrange-Partikelsimulationsmodell (GRS-Version des Modells LASAT® /JAN 98a/, /JAN 98b/, /JAN 00/), zu verwenden.

Bei der Berechnung von Strahlenexpositionen werden folgende Expositionspfade berücksichtigt:

- γ -Submersion (Wolkenstrahlung),
- Bodenstrahlung,
- Inhalation (Aktivitätsaufnahme mit der Atemluft),
- Ingestion (Aktivitätsaufnahme mit der Nahrung),
- Resuspension (Wiederaufwirbelung von am Boden abgelagerten Radionukliden) mit nachfolgender Inhalation.

Die Submersion und Resuspension sind jedoch bei Transportunfällen mit Abfallgebinden im Allgemeinen von untergeordneter Bedeutung.

Bei den Berechnungen wurde die relative Häufigkeit der atmosphärischen Ausbreitungsbedingungen des hier interessierenden Untersuchungsgebietes berücksichtigt. Dazu stehen Messdaten der meteorologischen Station am einziehenden Schacht (Schacht 1) des geplanten Endlagers Konrad für die Jahre 2002 bis 2006 zur Verfügung.

Die Messdaten wurden im Hinblick auf Vollständigkeit, Kontinuität und Plausibilität geprüft und ergänzt. Im Anschluss daran wurde aus den vorliegenden 10-Minuten-Mittelwerten eine fünfjährige Zeitreihe aus Stundenmittelwerten der folgenden meteorologischen Daten bestimmt: Windrichtung und Windgeschwindigkeit in 20 m Höhe über Grund, Diffusionskategorie, Niederschlag und Mächtigkeit der bodennahen Grenzschicht, innerhalb der die atmosphärische Ausbreitung luftgetragener Radionuklide geschieht.

Abb. 3.18 zeigt die resultierende Häufigkeitsverteilung von Windgeschwindigkeit und Windrichtung, gemessen in der Höhe 20 m über Grund, sowie von Diffusionskategorie und Niederschlag.

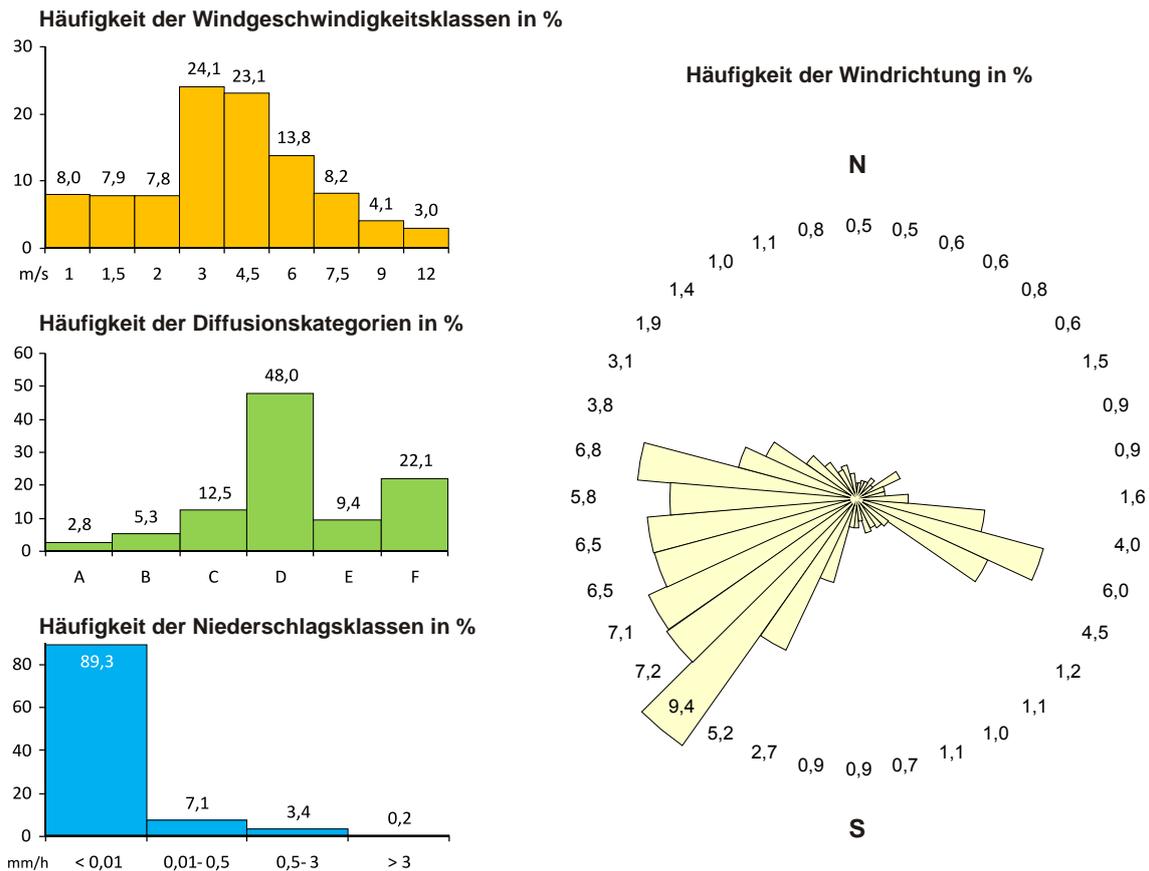


Abb. 3.18 Häufigkeitsverteilung der Stundenmittelwerte von Windgeschwindigkeit und Windrichtung (Messhöhe 20 m über Grund) sowie der Diffusionskategorien und Regenintensität am Standort Konrad, Schacht 1, aus den Jahren 2002 bis 2006

Die Ergebnisdarstellung erfolgt dabei in Form kumulativ komplementärer Häufigkeitsverteilungen (CCFD). Diese erhält man jeweils durch Überlagerung der Rechenergebnisse für die 10 Freisetzungsklassen FK 1 bis FK 10 bei rein mechanischer Beaufschlagung sowie der Ergebnisse für die 10 Freisetzungsklassen FK 11 bis FK 20, bei denen mechanische Gebindebelastungen mit Brand auftreten. Bei der Überlagerung zu einer zusammenfassenden Häufigkeitsverteilung werden jeweils die erwarteten Eintrittshäufigkeiten der Freisetzungsklassen aufgrund von Transportunfällen innerhalb des 25 km-Umkreises berücksichtigt.

3.3.2 Konsequenzenanalyse der Prognoseszenarien

Die TSK 2009 betrachtet zur radiologischen Konsequenzenanalyse vier verschiedene Szenarien:

- 100 % Schienentransport,
- 100 % Straßentransport,
- 80 % Schienentransport und 20 % Straßentransport,
- Übergabebahnhof Beddingen.

Die ersten beiden Szenarien dienen als hypothetische Szenarien, das dritte als realistisches, durch die Datenerhebung im Rahmen der TSK 2009 bestätigtes Szenario. Das vierte Szenario diente der Abschätzung möglicher Freisetzungen bei Rangierunfällen im Übergabebahnhof Beddingen.

Die Unfallrisikoanalyse der Prognoseszenarien 2020 und 2040 wird auf das in der TSK 2009 als realistisch angenommene Szenario (80 % Schienentransport und 20 % Straßentransport) beschränkt.

3.3.2.1 Szenario 2020

Analog zur Annahme für 100 % Schienenbeförderung (siehe TSK 2009 /GRS 10/, Abschnitt 8.5) würde die anteilige jährliche Beförderungsmenge (80 %) auf der Schiene von 1840 TE auf 46 Arbeitswochen verteilt zu 40 TE pro Woche und demnach 20 Abfallwagen pro Woche führen. Für den Transport von Seelze nach Beddingen stehen pro Woche 20 Regelgüterzüge an 4 Werktagen zur Verfügung. Zusätzlich zur angenommenen zufälligen Eingliederung von einzeln in Seelze ankommenden Abfallwagen in Regelgüterzüge, wird im Sinne einer möglichst realistischen Betrachtung berücksichtigt, dass einzelne Abfallablieferungspflichtige mehrere Wagen gleichzeitig pro Tag in Richtung Seelze befördern lassen werden, wodurch eine vom Ablieferer abhängige zusätzliche Vorgruppierung von in Seelze ankommenden Wagen in die Berechnung einzubeziehen ist.

Die mit diesen Randbedingungen aus Monte-Carlo-Simulationen gewonnene Häufigkeitsverteilung der Abfallwagen ist in Abb. 3.19 dargestellt. Im Gegensatz zum Szenarium 100 % Schienentransport (siehe TSK 2009) ergibt sich hierbei eine breitere Verteilung der Anzahl von Abfallwagen pro Zug, so dass auch die Maximalzahl 7 gleichzeitig in Beddingen bzw. am Anlagengelände angelieferter Wagen mehrfach auftritt (2 – 3 Züge pro Jahr).

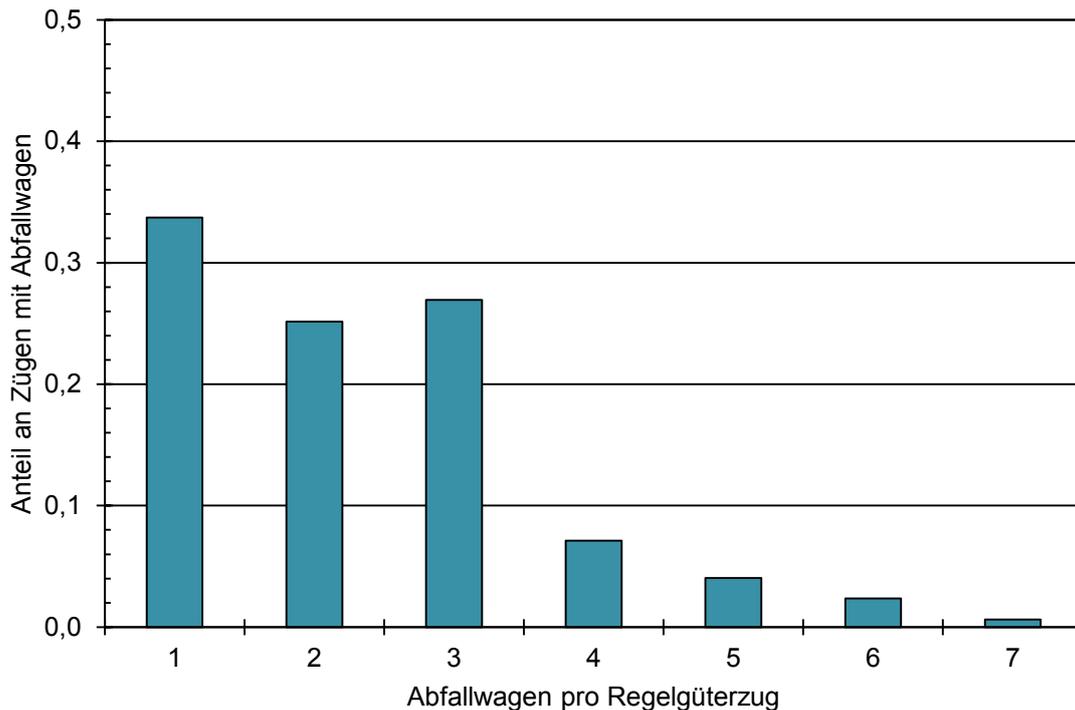


Abb. 3.19 Realistische Wahrscheinlichkeitsverteilung der Abfallwagenzahl in Regelgüterzügen mit mindestens einem Abfallwagen bei 80 % Schienentransport (Annahme: gruppenweise Ankunft in Seelze)

Aus der simulierten Häufigkeitsverteilung ergibt sich insgesamt ein jährliches Aufkommen von etwa 396 Regelgüterzügen mit mindestens einem und im Mittel 2,32 Abfallwagen. Die übrigen an den betrachteten Werktagen beförderten 524 Regelgüterzüge von Seelze nach Beddingen enthalten keine Wagen mit Abfällen.

Die resultierende Häufigkeit pro Jahr von Unfällen von Güterzügen, die Abfallwagen mit sich führen, innerhalb des 25 km-Umkreises ist demnach:

$$396 \frac{\text{Züge}}{a} \cdot 35 \text{ km} \cdot 3,6 \cdot 10^{-7} \frac{\text{Unfälle}}{\text{Zug} \cdot \text{km}} = 5,0 \cdot 10^{-3} \frac{\text{Zugunfälle}}{a} \quad (3.1)$$

Die mittlere Zeitspanne für den Eintritt eines solchen Ereignisses bei unterstelltem kontinuierlichem Betrieb beträgt entsprechend 200 Jahre. Die bedingte Wahrscheinlichkeit, dass bei einem Unfall ein Abfallwagen betroffen ist, beträgt 4,3 % und die bedingte Wahrscheinlichkeit, dass ein solcher Unfall zu einer Freisetzung von radioaktiven Stoffen aus mindestens einem Abfallgebinde führen kann, wird vom Unfallsimulationsmodell zu 78 % berechnet. Daraus ergibt sich eine Häufigkeit von Zugunfällen mit be-

troffenen Abfallwagen von $5,0 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1} \cdot 0,043 = 2,2 \cdot 10^{-4}$ pro Jahr bzw. von Zugunfällen mit Freisetzungen radioaktiver Stoffe von $2,2 \cdot 10^{-4} \text{ a}^{-1} \cdot 0,78 = 1,7 \cdot 10^{-4}$ pro Jahr (Tab. 3.10). Die zugehörigen Eintrittsperioden liegen entsprechend bei etwa 4500 Jahren bzw. 5800 Jahren.

Tab. 3.10 Parameter sowie zugehörige Unfall- und Freisetzungshäufigkeiten für das Prognoseszenario 2020

	80 % Schiene	20 % Straße	Kombination
Transporteinheiten pro Jahr	1840	460	2300
Transporte pro Jahr	396 Züge	397 LKW	793
Transportstrecke	35 km	45 km	–
Unfallrate (Zug oder LKW)	$3,6 \cdot 10^{-7} \text{ km}^{-1}$	$2,9 \cdot 10^{-7} \text{ km}^{-1}$	–
Unfallhäufigkeit (Zug oder LKW)	$5,0 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$	$5,1 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-2} \text{ a}^{-1}$
Unfallanteil mit betroffenem Abfall	4,3 %	100 %	–
Unfallhäufigkeit mit Abfall	$2,2 \cdot 10^{-4} \text{ a}^{-1}$	$5,1 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$	$5,3 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$
bedingte Wahrscheinlichkeit Freisetzung	78 %	63 %	–
Unfallhäufigkeit mit Freisetzung	$1,7 \cdot 10^{-4} \text{ a}^{-1}$	$3,2 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$	$3,4 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$

Die übrigen 460 Transporteinheiten pro Jahr (20 % des Aufkommens) verteilen sich bei diesem Szenarium auf LKW-Transporte. Auf Grund der etwas vom Szenarium 100 % Straßentransport abweichenden Zusammensetzung des auf der Straße beförderten Gebindespektrums ergeben sich Anteile von 73 % einzeln und 27 % zu zweit auf einem LKW beförderter Transporteinheiten. Aus den damit resultierenden 397 LKW-Transporten pro Jahr ergibt sich folgende Unfallhäufigkeit für das Untersuchungsgebiet:

$$397 \frac{\text{LKW}}{\text{a}} \cdot 45 \text{ km} \cdot 2,9 \cdot 10^{-7} \frac{\text{Unfälle}}{\text{LKW} \cdot \text{km}} = 5,1 \cdot 10^{-3} \frac{\text{LKW-Unfälle}}{\text{a}} \quad (3.2)$$

Bei einem unterstellten kontinuierlichen Betrieb des Endlagers würde demnach im Mittel etwa alle 200 Jahre mit einem Unfall eines mit Abfall beladenen LKW im Untersuchungsgebiet zu rechnen sein. Berücksichtigt man zusätzlich, dass nach Auswertung des Unfallsimulationsprogramms nur in 63 % der Unfälle mit einer Freisetzung radioaktiver Stoffe zu rechnen ist, so reduziert sich die Freisetzungshäufigkeit auf $5,1 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1} \cdot 0,63 = 3,2 \cdot 10^{-3}$ pro Jahr. Die mittlere Zeitspanne für den Eintritt eines solchen Ereignisses beträgt etwa 310 Jahre.

Kombiniert man beide Anteile dieses Beförderungsszenariums, so ergibt sich eine Unfallhäufigkeit für Züge oder LKW von $1,0 \cdot 10^{-2}$ pro Jahr und eine Unfallhäufigkeit mit Freisetzung für Züge oder LKW von $3,4 \cdot 10^{-3}$ pro Jahr. Dies bedeutet bei wiederum unterstelltem kontinuierlichem Betrieb des Endlagers eine mittlere Zeitspanne von 100 Jahren für das Eintreten eines Unfallereignisses und von etwa 300 Jahren für den Eintritt eines Unfallereignisses mit einer Freisetzung von radioaktiven Stoffen innerhalb des 25 km Umkreises um den Standort. Die Freisetzungsklassen sind in Abb. 3.20 und Abb. 3.21, die Eintrittshäufigkeiten in Tab. 3.11 dargestellt.

Summiert über alle Radionuklide betragen bei 80 % Schienentransport die Aktivitätsfreisetzungen der mechanisch bedingten Freisetzungsklassen 1 – 10 zwischen $5,8 \cdot 10^5$ Bq und $9,1 \cdot 10^8$ Bq und bei den Freisetzungsklassen 11 – 20 mit Brand zwischen $5,6 \cdot 10^9$ Bq und $2,5 \cdot 10^{12}$ Bq; bei 20 % Straßentransport für FK 1 – 10 zwischen $2,2 \cdot 10^4$ Bq und $1,1 \cdot 10^9$ Bq und für FK 11 – 20 zwischen $2,9 \cdot 10^7$ Bq und $7,5 \cdot 10^{12}$ Bq. Die vor allem bei den Freisetzungsklassen mit Brand erkennbare Differenz der genannten Gesamtaktivitäten zu den dargestellten Aktivitätsbeiträgen ausgewählter Radionuklide ist in erster Linie auf Freisetzungen des leichter flüchtigen Radionuklids H-3 zurückzuführen, das jedoch gegenüber den aufgeführten Radionukliden trotz der höheren Aktivitätsmengen eine untergeordnete Rolle für die radiologischen Konsequenzen spielt.

Die absoluten Eintrittshäufigkeiten dieser Freisetzungsklassen berechnen sich aus der Häufigkeit eines Unfalls mit Freisetzung radioaktiver Stoffe multipliziert mit der bedingten Wahrscheinlichkeit der jeweiligen Freisetzungsklasse.

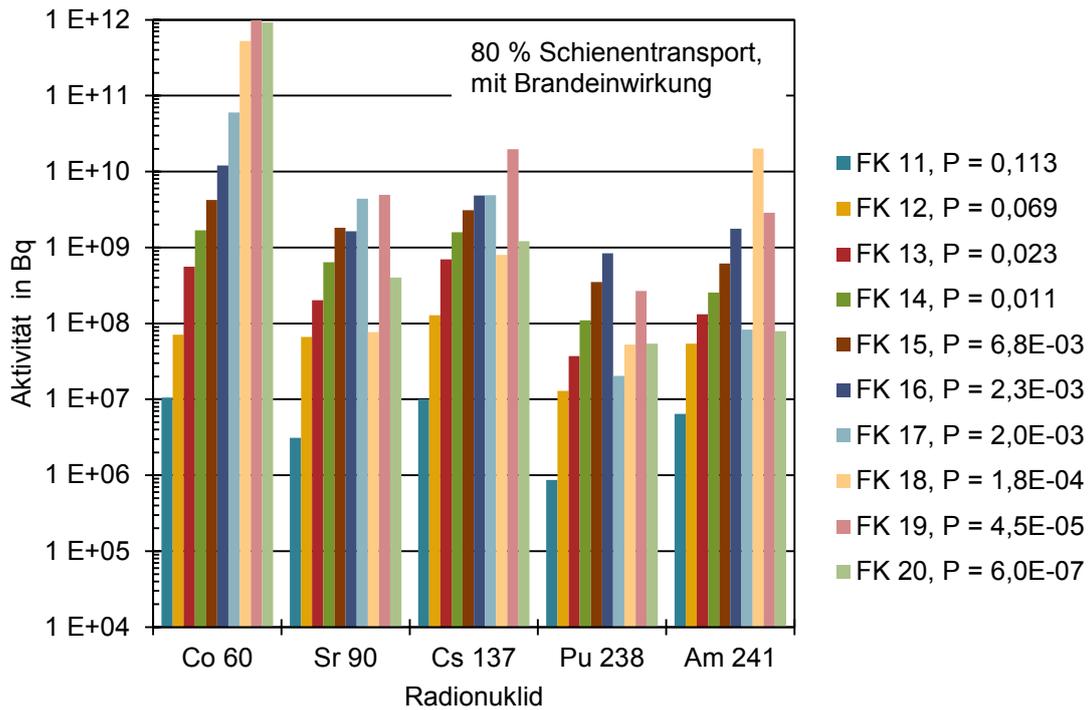
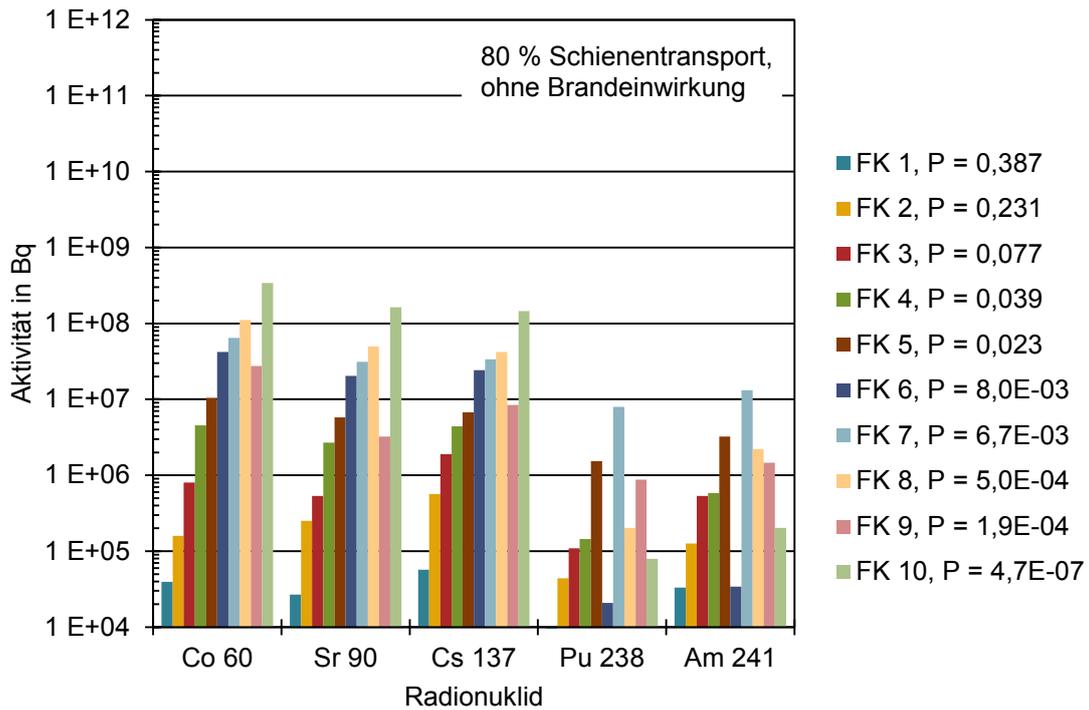


Abb. 3.20 Freisetzungsklassen für ausgewählte Radionuklide bei 80 % Schienentransport mit zugehörigen bedingten Eintrittswahrscheinlichkeiten, Szenario 2020

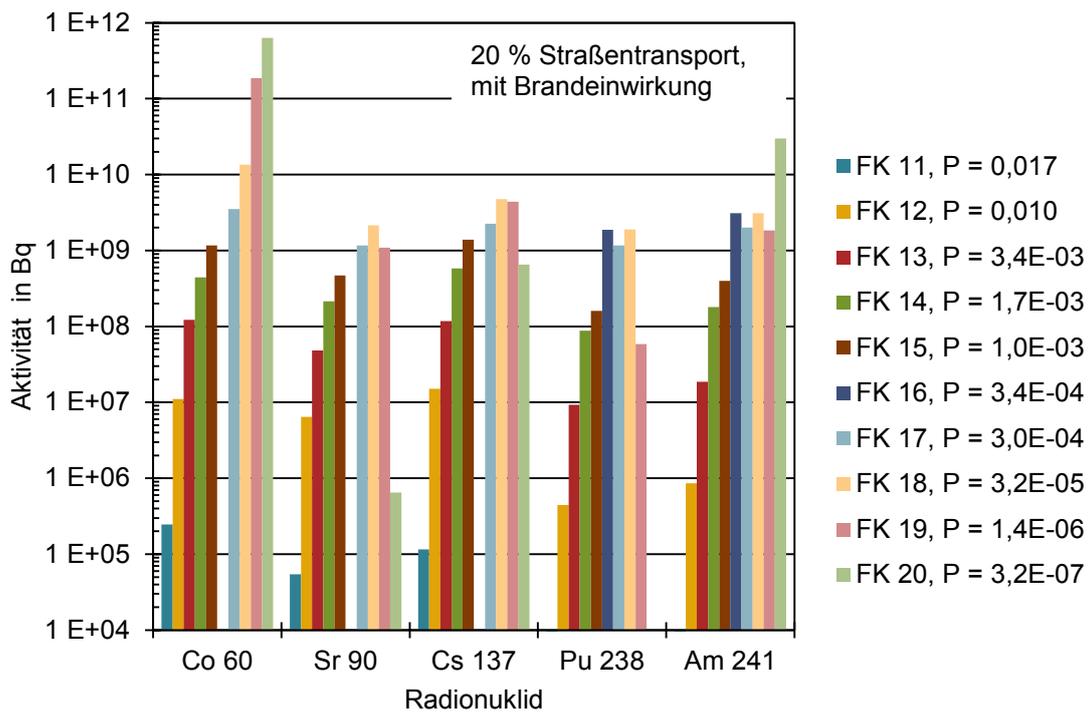
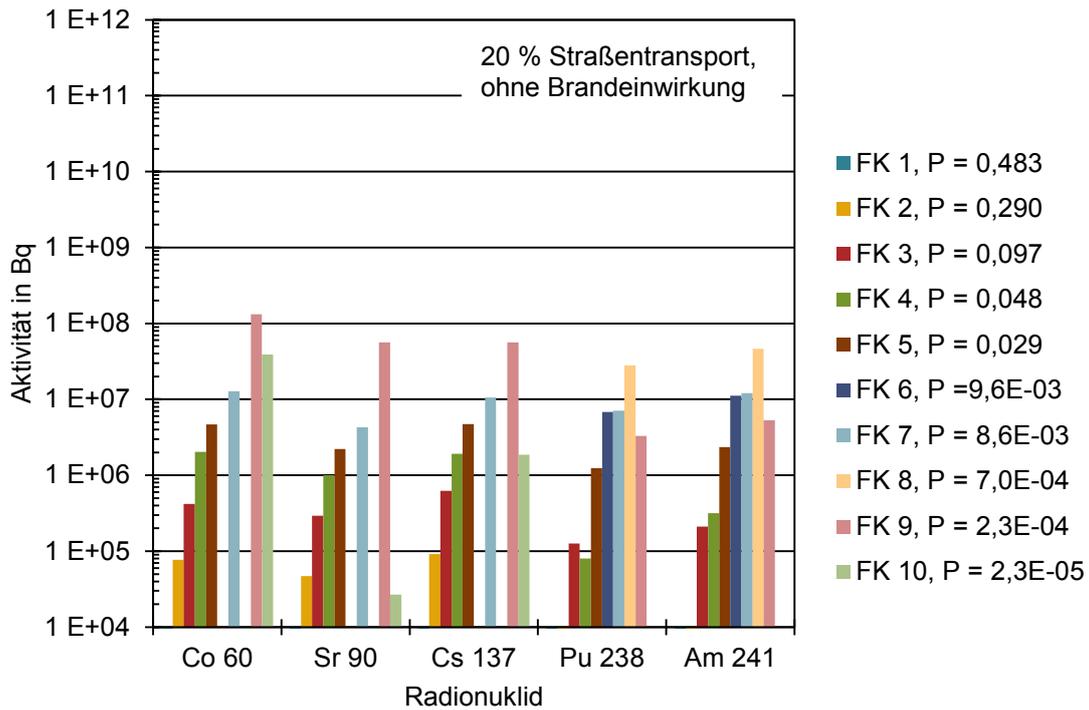


Abb. 3.21 Freisetzungsklassen für ausgewählte Radionuklide bei 20 % Straßentransport mit zugehörigen bedingten Eintrittswahrscheinlichkeiten, Szenario 2020

Tab. 3.11 Erwartete Eintrittshäufigkeiten der Freisetzungsklassen im 25 km-Umkreis des Endlagers Konrad aufgrund von Transportunfällen, Prognoseszenario 2020

Beaufschlagung	Freisetzungsklasse	80 % Schiene (a ⁻¹)	20 % Straße (a ⁻¹)
mechanisch	FK 1	6,6·10 ⁻⁵	1,5·10 ⁻³
	FK 2	3,9·10 ⁻⁵	9,0·10 ⁻⁴
	FK 3	1,3·10 ⁻⁵	3,1·10 ⁻⁴
	FK 4	6,6·10 ⁻⁶	1,5·10 ⁻⁴
	FK 5	3,9·10 ⁻⁶	9,0·10 ⁻⁵
	FK 6	1,4·10 ⁻⁶	3,1·10 ⁻⁵
	FK 7	1,1·10 ⁻⁶	2,8·10 ⁻⁵
	FK 8	8,0·10 ⁻⁸	2,2·10 ⁻⁶
	FK 9	3,2·10 ⁻⁸	7,2·10 ⁻⁷
	FK 10	8,0·10 ⁻¹¹	7,2·10 ⁻⁸
thermisch	FK 11	1,9·10 ⁻⁵	5,4·10 ⁻⁵
	FK 12	1,2·10 ⁻⁵	3,3·10 ⁻⁵
	FK 13	3,9·10 ⁻⁶	1,1·10 ⁻⁵
	FK 14	1,9·10 ⁻⁶	5,4·10 ⁻⁶
	FK 15	1,2·10 ⁻⁶	3,2·10 ⁻⁶
	FK 16	3,9·10 ⁻⁷	1,1·10 ⁻⁶
	FK 17	3,5·10 ⁻⁷	9,7·10 ⁻⁷
	FK 18	3,0·10 ⁻⁸	1,0·10 ⁻⁷
	FK 19	7,6·10 ⁻⁹	4,5·10 ⁻⁹
	FK 20	1,0·10 ⁻¹⁰	1,0·10 ⁻⁹
Summe		1,7·10 ⁻⁴	3,1·10 ⁻³

Die Ergebnisse der entsprechenden Transportunfallrisikoanalyse sind in Abb. 3.22 als CCFD zusammengefasst, und zwar für die über einen Zeitraum von 50 Jahren nach Unfallereignis summierte effektive Gesamtdosis über alle Expositionspfade, die ohne Gegenmaßnahmen, z. B. durch lokal und zeitlich begrenzte Einschränkungen bei der Verwertung dort angebauter Nahrungs- und Futtermittel, resultieren kann. Die Kurvenverläufe resultieren aus der Überlagerung von COSYMA-Rechnungen für insgesamt 40 repräsentative Freisetzungsklassen mit jeweils 20 Klassen für Transportunfälle beim Güterzugtransport und beim Straßentransport.

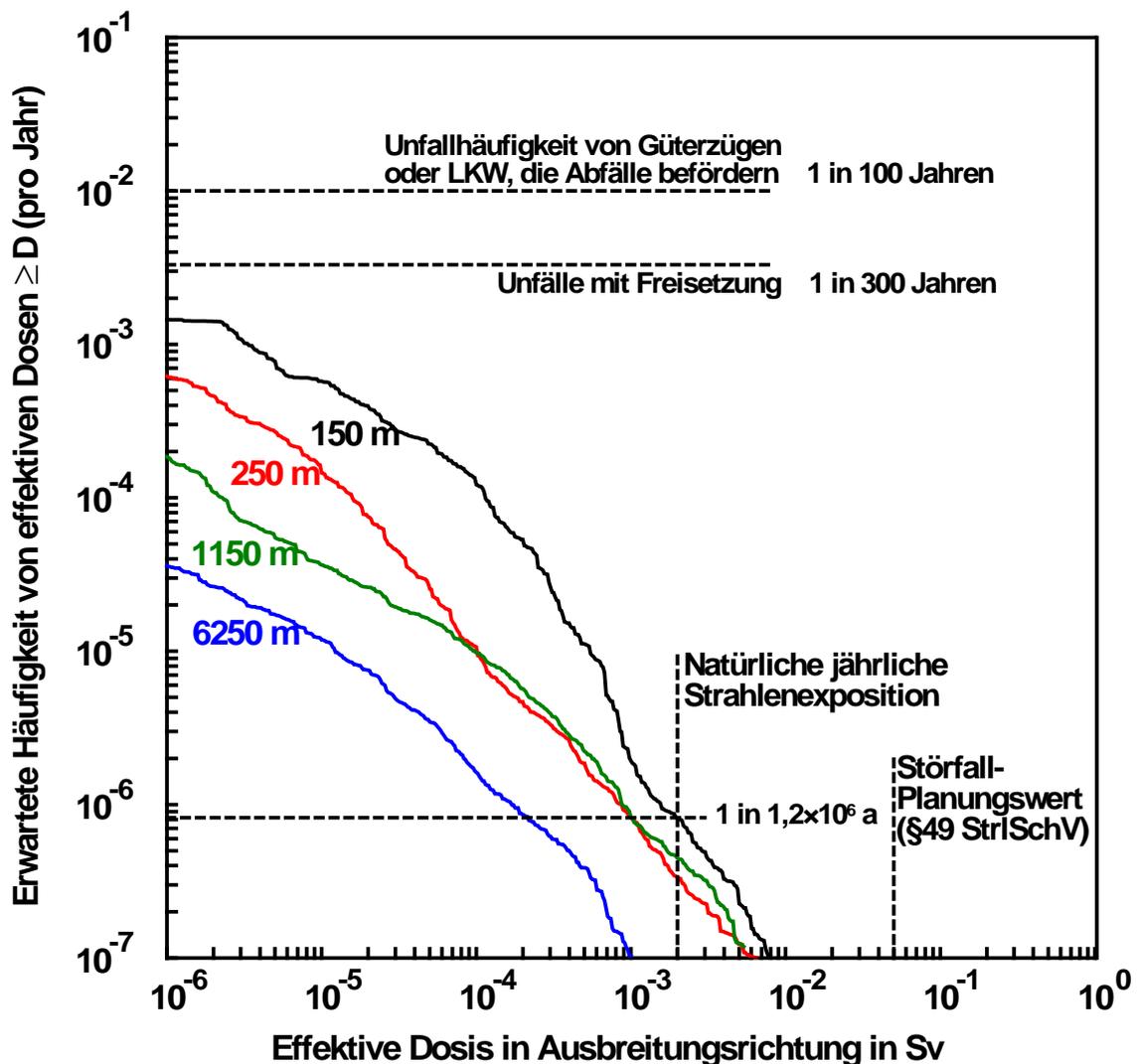


Abb. 3.22 Häufigkeitsverteilung der effektiven Lebenszeitdosis, alle Expositionspfade, keine Gegenmaßnahmen, Szenario 2020

Die in der CCFD dargestellten Kurvenverläufe geben die Häufigkeiten an, mit denen aufgrund von Transportunfällen bestimmte potenzielle Strahlenexpositionen in unterschiedlichen Entfernungen vom Unfallort in Ausbreitungsrichtung auftreten können. Andere Bereiche außerhalb eines Sektors von maximal 30° in jeweiliger Windrichtung wären nicht betroffen.

Auf der vertikalen Achse ist die erwartete Häufigkeit pro Jahr ablesbar, mit der auf der horizontalen Achse als effektive Dosen aufgeführte Strahlenexpositionen auftreten können, und zwar für den als ortsfest betrachteten Erwachsenen. Erwartete Häufigkeiten sind in den CCFD bis herab zu $1 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr dargestellt. Die Angabe noch kleinerer Ereignishäufigkeiten ist nicht sinnvoll, da dann schon andere Ereignisse, die in den

ausgewerteten Unfallstatistiken gar nicht enthalten sind, zum Risiko beitragen (siehe auch TSK 2009 /GRS 10/).

Im Vergleich zu den Ergebnissen der TSK 2009 für das Szenario 80 % Schienentransport und 20 % Straßentransport (siehe auch Abb. 3.26 auf S. 58) fallen die erwarteten Häufigkeiten für Unfälle mit Freisetzung im Szenario 2020 (Abb. 3.22) etwas geringer aus. Auch die effektive Gesamtdosis, die sich im Bereich der natürlichen Strahlenexposition eines Jahres bewegt, verringert sich etwas.

Mit einer Eintrittshäufigkeit von ca. $8,3 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr, d. h. bei hypothetischem kontinuierlichem Betrieb des Endlagers im Mittel alle 1 200 000 Jahre, wäre in der Endlagerregion beim kombinierten Transportmodus mit einem Transportunfall zu rechnen, der ohne Gegenmaßnahmen bei 150 m Entfernung in Ausbreitungsrichtung zu Strahlenexpositionen im Bereich der natürlichen Strahlenexposition eines Jahres in Höhe von etwa 2 mSv/a führen könnte. Zum Vergleich: In der TSK 2009 ergab die Transportrisikolanalyse für das 80/20-Szenario (Abb. 3.26) eine Eintrittshäufigkeit von ca. $9 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr für eine mögliche Strahlenexposition im Bereich der natürlichen Strahlenexposition eines Jahres.

Für das hier betrachtete Szenario 2020 ist das Risiko einer potenziellen Strahlenexposition sehr gering. In einer Referenzentfernung von 150 m vom Unfallort würde in 9 von 10 Unfallereignissen mit Freisetzung radioaktiver Stoffe die berechnete Strahlenexposition unterhalb von 30 μ Sv bleiben, in 99 von 100 solchen Ereignissen unterhalb von 300 μ Sv. Ebenso ist hier wieder die ausgeprägte Entfernungsabhängigkeit potenzieller Strahlenexpositionen zu beobachten: bereits in einer Entfernung von 250 m liegen die berechneten Folgedosen in 9 von 10 solchen Unfallereignissen unterhalb von 3 μ Sv und in 99 von 100 o. g. Unfallereignissen unterhalb von 30 μ Sv.

Die höchste für das Szenario 2020 ausgewiesene Gesamtexposition inklusive Ingestion bei einer Eintrittshäufigkeit von $1 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr (im Mittel alle 10 Millionen Jahre) beträgt im Entfernungsbereich 150 m ca. 8 mSv.

3.3.2.2 Szenario 2040

Die Berechnung der Wahrscheinlichkeiten und Unfallraten erfolgt nach den gleichen Gesichtspunkten wie beim Szenario 2020 beschrieben. Die resultierende Häufigkeit

pro Jahr von Unfällen von Güterzügen, die Abfallwagen mit sich führen, innerhalb des 25 km-Umkreises ist demnach:

$$396 \frac{\text{Züge}}{\text{a}} \cdot 35 \text{ km} \cdot 3,6 \cdot 10^{-7} \frac{\text{Unfälle}}{\text{Zug} \cdot \text{km}} = 5,0 \cdot 10^{-3} \frac{\text{Zugunfälle}}{\text{a}} \quad (3.3)$$

Die mittlere Zeitspanne für den Eintritt eines solchen Ereignisses bei unterstelltem kontinuierlichem Betrieb beträgt entsprechend 200 Jahre. Die bedingte Wahrscheinlichkeit, dass bei einem Unfall ein Abfallwagen betroffen ist, beträgt 4,3 % und die bedingte Wahrscheinlichkeit, dass ein solcher Unfall zu einer Freisetzung von radioaktiven Stoffen aus mindestens einem Abfallgebinde führen kann, wird vom Unfallsimulationsmodell zu 71 % berechnet. Daraus ergibt sich eine Häufigkeit von Zugunfällen mit betroffenen Abfallwagen von $5,0 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1} \cdot 0,043 = 2,2 \cdot 10^{-4}$ pro Jahr bzw. von Zugunfällen mit Freisetzungen radioaktiver Stoffe von $2,2 \cdot 10^{-4} \text{ a}^{-1} \cdot 0,71 = 1,6 \cdot 10^{-4}$ pro Jahr (Tab. 3.12). Die zugehörigen Eintrittsperioden liegen entsprechend bei etwa 4500 Jahren bzw. 6400 Jahren.

Tab. 3.12 Parameter sowie zugehörige Unfall- und Freisetzungshäufigkeiten für das Prognoseszenario 2040

	80 % Schiene	20 % Straße	Kombination
Transporteinheiten pro Jahr	1840	460	2300
Transporte pro Jahr	396 Züge	408 LKW	804
Transportstrecke	35 km	45 km	–
Unfallrate (Zug oder LKW)	$3,6 \cdot 10^{-7} \text{ km}^{-1}$	$2,9 \cdot 10^{-7} \text{ km}^{-1}$	–
Unfallhäufigkeit (Zug oder LKW)	$5,0 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$	$5,3 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-2} \text{ a}^{-1}$
Unfallanteil mit betroffenem Abfall	4,3 %	100 %	–
Unfallhäufigkeit mit Abfall	$2,2 \cdot 10^{-4} \text{ a}^{-1}$	$5,3 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$	$5,5 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$
bedingte Wahrscheinlichkeit Freisetzung	71 %	55 %	–
Unfallhäufigkeit mit Freisetzung	$1,6 \cdot 10^{-4} \text{ a}^{-1}$	$2,9 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$	$3,1 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$

Die übrigen 460 Transporteinheiten pro Jahr (20 % des Aufkommens) verteilen sich bei diesem Szenarium auf LKW-Transporte. Auf Grund der etwas vom Szenarium 100 % Straßentransport abweichenden Zusammensetzung des auf der Straße beförderten Gebindespektrums ergeben sich Anteile von 78 % einzeln und 22 % zu zweit auf einem LKW beförderter Transporteinheiten. Aus den damit resultierenden 408 LKW-Transporten pro Jahr ergibt sich folgende Unfallhäufigkeit für das Untersuchungsgebiet:

$$408 \frac{\text{LKW}}{\text{a}} \cdot 45 \text{ km} \cdot 2,9 \cdot 10^{-7} \frac{\text{Unfälle}}{\text{LKW} \cdot \text{km}} = 5,3 \cdot 10^{-3} \frac{\text{LKW-Unfälle}}{\text{a}} \quad (3.4)$$

Bei einem unterstellten kontinuierlichen Betrieb des Endlagers würde demnach im Mittel etwa alle 190 Jahre mit einem Unfall eines mit Abfall beladenen LKW im Untersuchungsgebiet zu rechnen sein. Berücksichtigt man zusätzlich, dass nach Auswertung des Unfallsimulationsprogramms nur in 55 % der Unfälle mit einer Freisetzung radioaktiver Stoffe zu rechnen ist, so reduziert sich die Freisetzungshäufigkeit auf $5,3 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1} \cdot 0,55 = 2,9 \cdot 10^{-3}$ pro Jahr. Die mittlere Zeitspanne für den Eintritt eines solchen Ereignisses beträgt etwa 340 Jahre.

Kombiniert man beide Anteile dieses Beförderungsszenariums, so ergibt sich eine Unfallhäufigkeit für Züge oder LKW von $1,0 \cdot 10^{-2}$ pro Jahr und eine Unfallhäufigkeit mit Freisetzung für Züge oder LKW von $3,1 \cdot 10^{-3}$ pro Jahr. Dies bedeutet bei wiederum unterstelltem kontinuierlichem Betrieb des Endlagers eine mittlere Zeitspanne von 100 Jahren für das Eintreten eines Unfallereignisses und von etwa 330 Jahren für den Eintritt eines Unfallereignisses mit einer Freisetzung von radioaktiven Stoffen innerhalb des 25 km Umkreises um den Standort. Die Freisetzungsklassen sind in Abb. 3.23 und Abb. 3.24, die Eintrittshäufigkeiten sind in Tab. 3.13 dargestellt.

Summiert über alle Radionuklide betragen bei 80 % Schienentransport die Aktivitätsfreisetzungen der mechanisch bedingten Freisetzungsklassen 1 – 10 zwischen $3,4 \cdot 10^5 \text{ Bq}$ und $9,1 \cdot 10^8 \text{ Bq}$ und bei den Freisetzungsklassen 11 – 20 mit Brand zwischen $1,8 \cdot 10^9 \text{ Bq}$ und $3,2 \cdot 10^{12} \text{ Bq}$; bei 20 % Straßentransport für FK 1 – 10 zwischen $3,0 \cdot 10^4 \text{ Bq}$ und $1,1 \cdot 10^9 \text{ Bq}$ und für FK 11 – 20 zwischen $2,3 \cdot 10^7 \text{ Bq}$ und $8,8 \cdot 10^{12} \text{ Bq}$. Die vor allem bei den Freisetzungsklassen mit Brand erkennbare Differenz der genannten Gesamtaktivitäten zu den dargestellten Aktivitätsbeiträgen ausgewählter Radionuklide ist in erster Linie auf Freisetzungen des leichter flüchtigen Radionuklids H-3 zurückzuführen, das jedoch gegenüber den aufgeführten Radionukliden trotz der höheren Aktivitätsmengen eine untergeordnete Rolle für die radiologischen Konsequenzen spielt.

Die absoluten Eintrittshäufigkeiten dieser Freisetzungsklassen berechnen sich aus der Häufigkeit eines Unfalls mit Freisetzung radioaktiver Stoffe multipliziert mit der bedingten Wahrscheinlichkeit der jeweiligen Freisetzungsklasse.

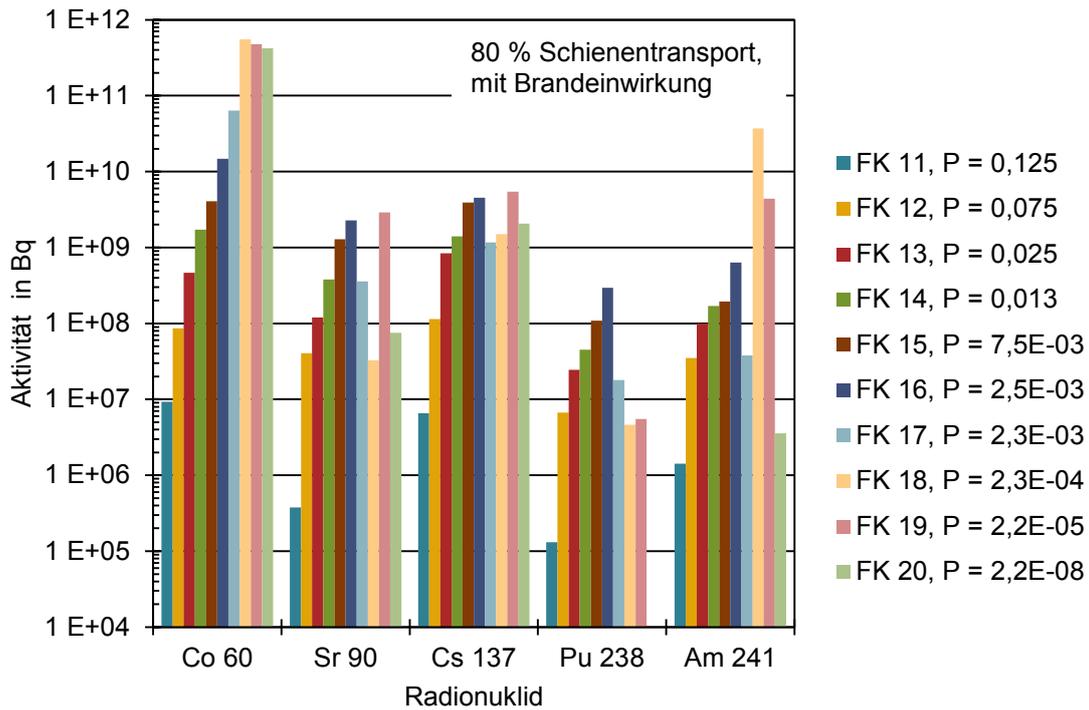
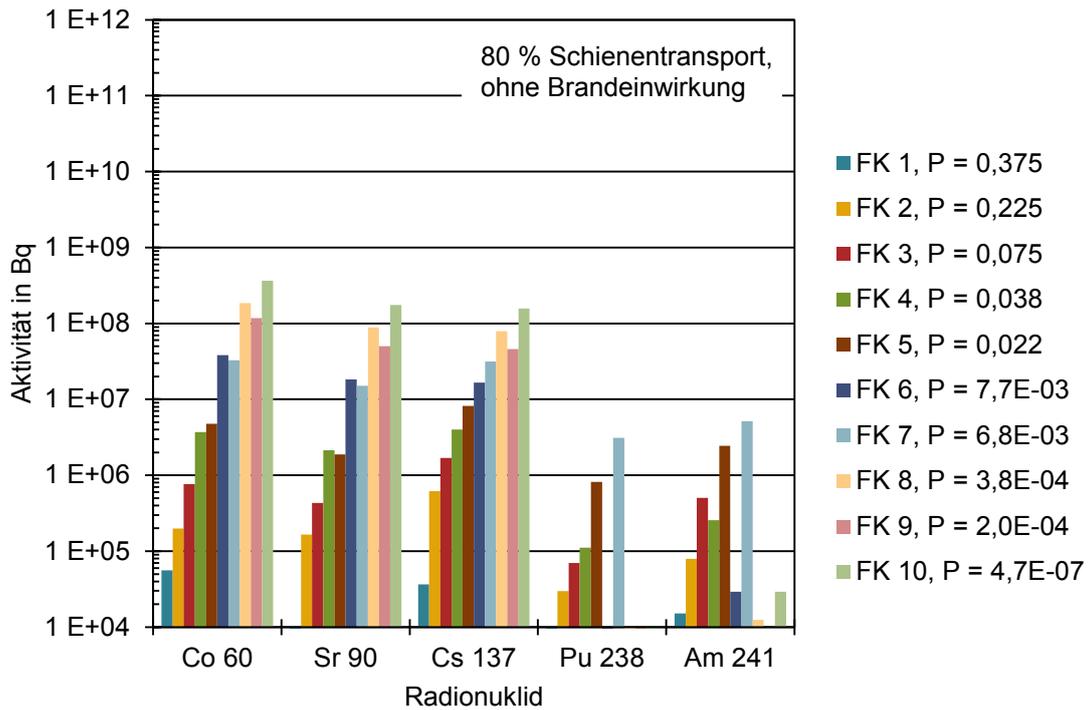


Abb. 3.23 Freisetzungsklassen für ausgewählte Radionuklide bei 80 % Schienentransport mit zugehörigen bedingten Eintrittswahrscheinlichkeiten, Szenario 2040

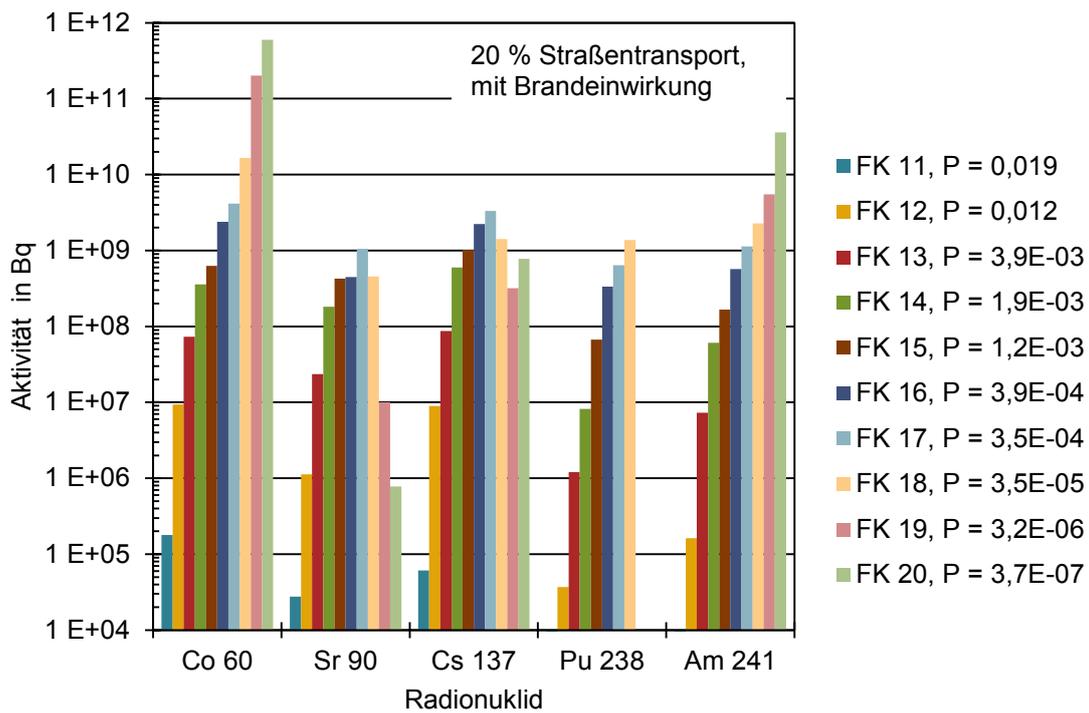
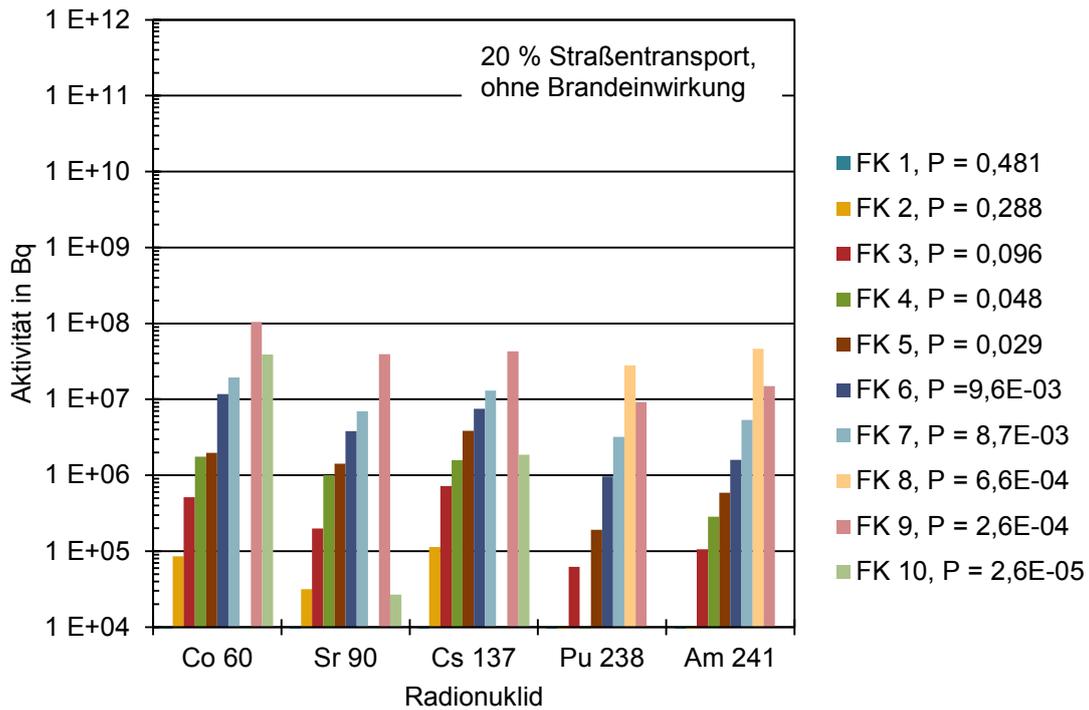


Abb. 3.24 Freisetzungsklassen für ausgewählte Radionuklide bei 20 % Straßentransport mit zugehörigen bedingten Eintrittswahrscheinlichkeiten, Szenario 2040

Tab. 3.13 Erwartete Eintrittshäufigkeiten der Freisetzungsklassen im 25 km-Umkreis des Endlagers Konrad aufgrund von Transportunfällen, Prognoseszenario 2040

Beaufschlagung	Freisetzungsklasse	80 % Schiene (a ⁻¹)	20 % Straße (a ⁻¹)
mechanisch	FK 1	6,0·10 ⁻⁵	1,4·10 ⁻³
	FK 2	3,6·10 ⁻⁵	8,0·10 ⁻⁴
	FK 3	1,2·10 ⁻⁵	2,8·10 ⁻⁴
	FK 4	6,0·10 ⁻⁶	1,4·10 ⁻⁴
	FK 5	3,6·10 ⁻⁶	8,0·10 ⁻⁵
	FK 6	1,2·10 ⁻⁶	2,8·10 ⁻⁵
	FK 7	1,1·10 ⁻⁶	2,5·10 ⁻⁵
	FK 8	6,0·10 ⁻⁸	1,9·10 ⁻⁶
	FK 9	3,3·10 ⁻⁸	7,6·10 ⁻⁷
	FK 10	7,0·10 ⁻¹¹	7,6·10 ⁻⁸
thermisch	FK 11	2,0·10 ⁻⁵	5,6·10 ⁻⁵
	FK 12	1,2·10 ⁻⁵	3,4·10 ⁻⁵
	FK 13	4,0·10 ⁻⁶	1,1·10 ⁻⁵
	FK 14	2,0·10 ⁻⁶	5,6·10 ⁻⁶
	FK 15	1,2·10 ⁻⁶	3,4·10 ⁻⁶
	FK 16	4,0·10 ⁻⁷	1,1·10 ⁻⁶
	FK 17	3,6·10 ⁻⁷	1,0·10 ⁻⁶
	FK 18	3,6·10 ⁻⁸	1,0·10 ⁻⁷
	FK 19	3,6·10 ⁻⁹	9,4·10 ⁻⁹
	FK 20	3,5·10 ⁻¹²	1,1·10 ⁻⁹
Summe		1,6·10 ⁻⁴	2,9·10 ⁻³

Die Ergebnisse der entsprechenden Transportunfallrisikoanalyse sind in Abb. 3.25 zusammengefasst, und zwar für die über einen Zeitraum von 50 Jahren nach Unfallereignis summierte effektive Gesamtdosis über alle Expositionspfade, die ohne Gegenmaßnahmen, z. B. durch lokal und zeitlich begrenzte Einschränkungen bei der Verwertung dort angebauter Nahrungs- und Futtermittel, resultieren kann. Die Kurvenverläufe resultieren aus der Überlagerung von COSYMA-Rechnungen für insgesamt 40 repräsentative Freisetzungsklassen mit jeweils 20 Klassen für Transportunfälle beim Güterzugtransport und beim Straßentransport.

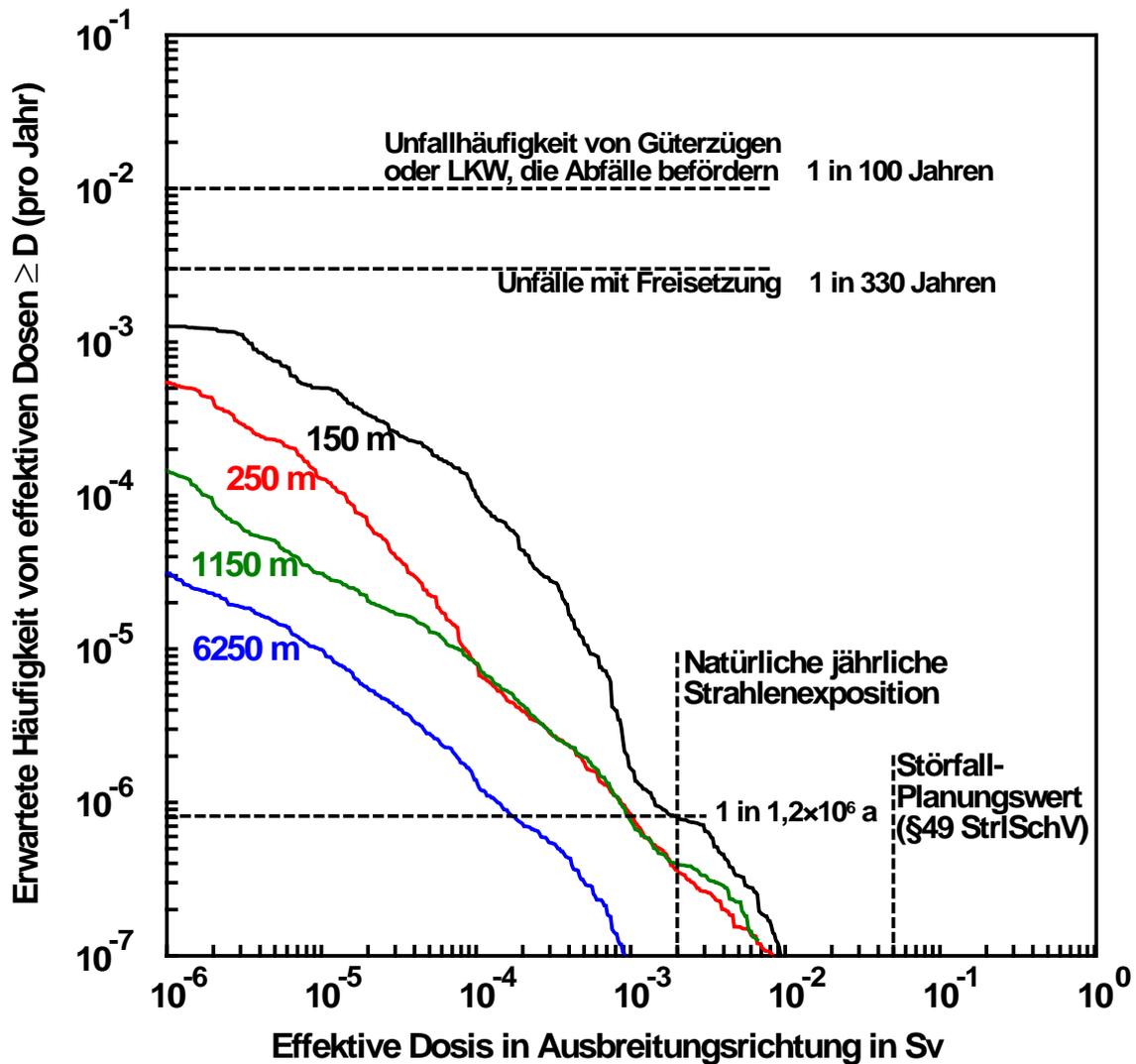


Abb. 3.25 Häufigkeitsverteilung der effektiven Lebenszeitdosis, alle Expositionspfade, keine Gegenmaßnahmen, Szenario 2040

Im Vergleich zu den Ergebnissen des Szenarios 2020 (Abb. 3.22 auf S. 47) fallen die erwarteten Häufigkeiten für Unfälle mit Freisetzung im Szenario 2040 (Abb. 3.25) etwas geringer aus. Die effektive Gesamtdosis, die sich im Bereich der natürlichen Strahlenexposition eines Jahres bewegt, bleibt gleich.

Mit einer Eintrittshäufigkeit von ca. $8,3 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr, d. h. bei hypothetischem kontinuierlichem Betrieb des Endlagers im Mittel alle 1 200 000 Jahre, wäre in der Endlagerregion beim kombinierten Transportmodus mit einem Transportunfall zu rechnen, der ohne Gegenmaßnahmen bei 150 m Entfernung in Ausbreitungsrichtung zu Strahlenexpositionen im Bereich der natürlichen Strahlenexposition eines Jahres in Höhe von etwa 2 mSv/a führen könnte.

Auch für das hier betrachtete Szenario 2040 ist das Risiko einer potenziellen Strahlenexposition sehr gering. In einer Referenzentfernung von 150 m vom Unfallort würde in 9 von 10 Unfallereignissen mit Freisetzung radioaktiver Stoffe die berechnete Strahlenexposition unterhalb von 30 μSv bleiben, in 99 von 100 solchen Ereignissen unterhalb von 300 μSv . In einer Entfernung von 250 m liegen die berechneten Folgedosen in 9 von 10 solchen Unfallereignissen unterhalb von 3 μSv und in 99 von 100 o. g. Unfallereignissen unterhalb von 30 μSv .

Die höchste für das Szenario 2040 ausgewiesene Gesamtexposition inklusive Ingestion bei einer Eintrittshäufigkeit von $1 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr (im Mittel alle 10 Millionen Jahre) beträgt im Entfernungsbereich 150 m ca. 10 mSv.

3.3.2.3 Sensitivitätsbetrachtungen

Im Zuge der Erstellung der Prognoseszenarien sowie der darauf folgenden Ermittlung der möglichen radiologischen Konsequenzen nach einem Transportunfall wurden stichprobenhaft Einflüsse verschiedener Parameter auf das Ergebnis (die Häufigkeitsverteilung der Dosis in den CCFD) untersucht. Dies betraf den Einfluss der Freisetzungsteile, den Einfluss der Freisetzungsklassen und den Einfluss der Unfallsimulation.

Einfluss Freisetzungsteil

In der TSK 2009 wurde der Freisetzungsteil für sonstige Nuklide für die AGG 2 bei BK 8 fälschlich mit $1,1 \cdot 10^{-1}$ (AED 0 – 10 μm) angegeben (s. Tab. 3.8 auf S. 35). Der korrekte Wert beträgt jedoch $1,0 \cdot 10^{-1}$. Da Rechnungen mit dem höheren Wert konservativer sind (es würden bei Abfällen der AGG 2 in der BK 8 10 % mehr radioaktive Stoffe freigesetzt werden), wurde auf ein Corrigendum der Druckauflage verzichtet. In der TSK 2009 wurden auch die Rechnungen mit dem höheren Wert durchgeführt.² Es wurde daher untersucht, welchen (sichtbaren) Einfluss die Benutzung des höheren bzw. korrekten niedrigeren Freisetzungsteils auf die Darstellung in den CCFD hat. Die Untersuchungen ergaben, dass ein möglicher beobachtbarer Effekt im Kurvenver-

² Die Berechnung der Prognoseszenarien erfolgte mit dem korrekten Freisetzungsteil von $1,0 \cdot 10^{-1}$ für AGG 2 bei BK 8.

lauf der CCFD wegen des Einflusses weiterer Parameter nicht mit Sicherheit zu erkennen ist. Zu erwarten wäre, dass sich aufgrund des geringeren Freisetzunganteiles der Kurvenverlauf bei geringer werdenden Eintrittswahrscheinlichkeiten etwas weiter hin zu niedrigen Dosen bewegt.

Einfluss Freisetzungsklasse

Für die Durchführung der Unfallsimulation wurden 20 Freisetzungsklassen erstellt: Die große Zahl simulierter Quellterme macht für die weiterführenden Rechnungen eine Zusammenfassung in eine begrenzte Zahl repräsentativer Quellterme erforderlich, die hier als Freisetzungsklassen bezeichnet werden. Diese Zusammenfassung von Quelltermen zu repräsentativen Freisetzungsklassen erfolgt jeweils getrennt für jedes untersuchte Beförderungsszenarium. Dazu werden – getrennt nach rein mechanischen und kombiniert mechanisch-thermischen Belastungsklassen – die Quellterme zunächst nach aufsteigender radiologischer Bewertungszahl sortiert. Anschließend werden für beide Typen von Belastungsklassen Quelltermgruppen gebildet, indem Quellterme von annähernd gleicher radiologischer Bedeutung zusammengefasst werden. Unter Berücksichtigung der bedingten Eintrittswahrscheinlichkeiten der Quellterme einer Quelltermgruppe wird dann ein gemittelter repräsentativer Quellterm gebildet – eine sog. Freisetzungsklasse. Unfälle ohne Freisetzung werden separat zusammen mit ihrer bedingten Wahrscheinlichkeit erfasst und nicht in die Bildung von Freisetzungsklassen einbezogen.

Für die Zusammenfassung von Quelltermen zu Quelltermgruppen werden zunächst die Wahrscheinlichkeiten vorgegeben, die die einzelnen Quelltermgruppen an der Summenwahrscheinlichkeit aller Unfälle mit Freisetzung haben sollen. Dabei werden die Werte der Gruppenwahrscheinlichkeit gemäß nachfolgender Tab. 3.14 so abgestuft, dass gerade bei der Zusammenfassung von Quelltermen mit hohen radiologischen Bewertungszahlen die innerhalb einer Quelltermgruppe zusammengefassten Quellterme keine große Bandbreite der radiologischen Bewertungszahl aufweisen. Dadurch soll bei der weiteren Erfassung einer Quelltermgruppe durch einen stellvertretenden repräsentativen Quellterm (Freisetzungsklasse) erreicht werden, dass diese Repräsentativität insbesondere bei Quelltermen, mit denen höhere Strahlenexpositionen verbunden sind, sichergestellt ist.

Tab. 3.14 Vorgegebene Wahrscheinlichkeitsintervalle für die Bildung von Quelltermgruppen

Quelltermgruppe	Gruppenwahrscheinlichkeit P_{FK}	
	Intervall	kumulativ
1	0,50000	0,50000
2	0,30000	0,80000
3	0,10000	0,90000
4	0,05000	0,95000
5	0,03000	0,98000
6	0,01000	0,99000
7	0,00900	0,99900
8	0,00090	0,99990
9	0,00009	0,99999
10	0,00001	1,00000

Die Simulationen möglicher Transportunfälle bei den Abfalltransporten zum Endlager Konrad führen nach geeigneter Zusammenfassung einer Vielzahl von Quelltermen zu Freisetzungsklassen, die bezüglich der Radionuklidzusammensetzung und der freigesetzten Aktivitäten einzelner Radionuklide für die Berechnung radiologischer Auswirkungen repräsentativ sind. Dabei resultieren jeweils die Freisetzungsklassen 1 bis 10 aus Unfällen mit rein mechanischer Einwirkung auf Transporteinheiten, die Freisetzungsklassen 11 bis 20 aus Unfällen mit mechanischer Einwirkung und nachfolgendem Brand.

Der Algorithmus für die Zuordnung der Quellterme zu den Quelltermgruppen wurde für die Transportszenarien 100 % Schiene, 100% Straße und das realistische Szenario (80 %/20 %) so gewählt, dass vermieden wurde, dass nur eine einzelne TE Repräsentant der Freisetzungsklasse ist.³ Dies verhindert, dass, falls diese einzelne TE ein sehr hohes Aktivitätsinventar aufweist, die daraus resultierende hohe Dosis als repräsentativ für weitere Abfallgebinde angesehen wird (zu hohe Konservativität).

Für diese Untersuchung wurde der Zuordnungsalgorithmus so geändert, dass auch ein einzelner Quellterm die FK repräsentieren kann. Dadurch konnten die Vorgaben aus

³ D. h. dass sich in einer Quelltermgruppe immer mehrere Quellterme befinden, und ein echtes Mittel gebildet werden kann. Nachteil dessen ist, dass dadurch die resultierenden bedingten Wahrscheinlichkeiten der jeweiligen Freisetzungsklasse – insbesondere bei den FK 8, 9, 10 bzw. 18, 19, 20 – stärker von den Vorgaben aus Tab. 3.14 abweichen können.

Tab. 3.14 bezüglich der bedingten Wahrscheinlichkeiten sehr gut angenähert werden. Würde jedoch ein Abfallgebinde mit sehr hohem Aktivitätsinhalt als einziger Repräsentant der FK ausgewählt, könnte sich dies in den CCFD in einer deutlich erhöhten Dosis bei sehr kleinen Wahrscheinlichkeiten widerspiegeln (vgl. Abb. 3.26 und Abb. 3.27).

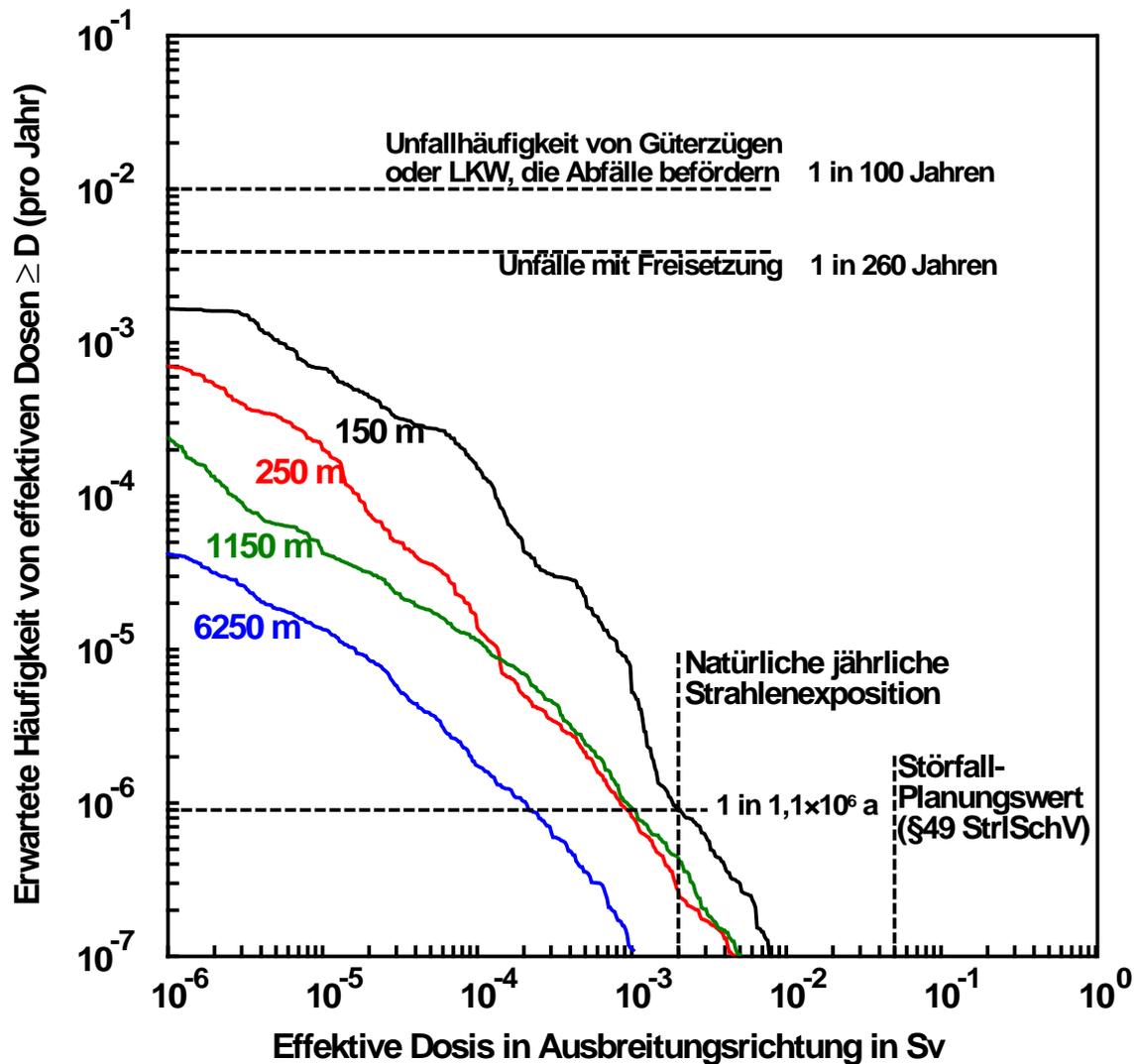


Abb. 3.26 Häufigkeitsverteilung der effektiven Lebenszeitdosis, alle Expositionspfade, keine Gegenmaßnahmen, realistisches Szenario, Zuordnung zu FK wie in /GRS 10/

In Abb. 3.26 ist die CCFD für das 80 %/20 %-Szenario aus der TSK 2009 dargestellt. Die Eintrittshäufigkeit, mit der in der Endlagerregion beim kontinuierlichen Transportmodus mit einem Transportunfall zu rechnen ist, der ohne Gegenmaßnahmen bei 150 m Entfernung in Ausbreitungsrichtung vom Unfallort zu Strahlenexpositionen im Bereich der natürlichen jährlichen Strahlenexposition führen kann, liegt bei $9,1 \cdot 10^{-7}$ pro

Jahr. Die höchste ausgewiesene Gesamtexposition inklusive Ingestion bei einer Eintrittshäufigkeit von $1 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr (im Mittel alle 10 Millionen Jahre) beträgt im Entfernungsbereich 150 m ca. 8 mSv für Erwachsene.

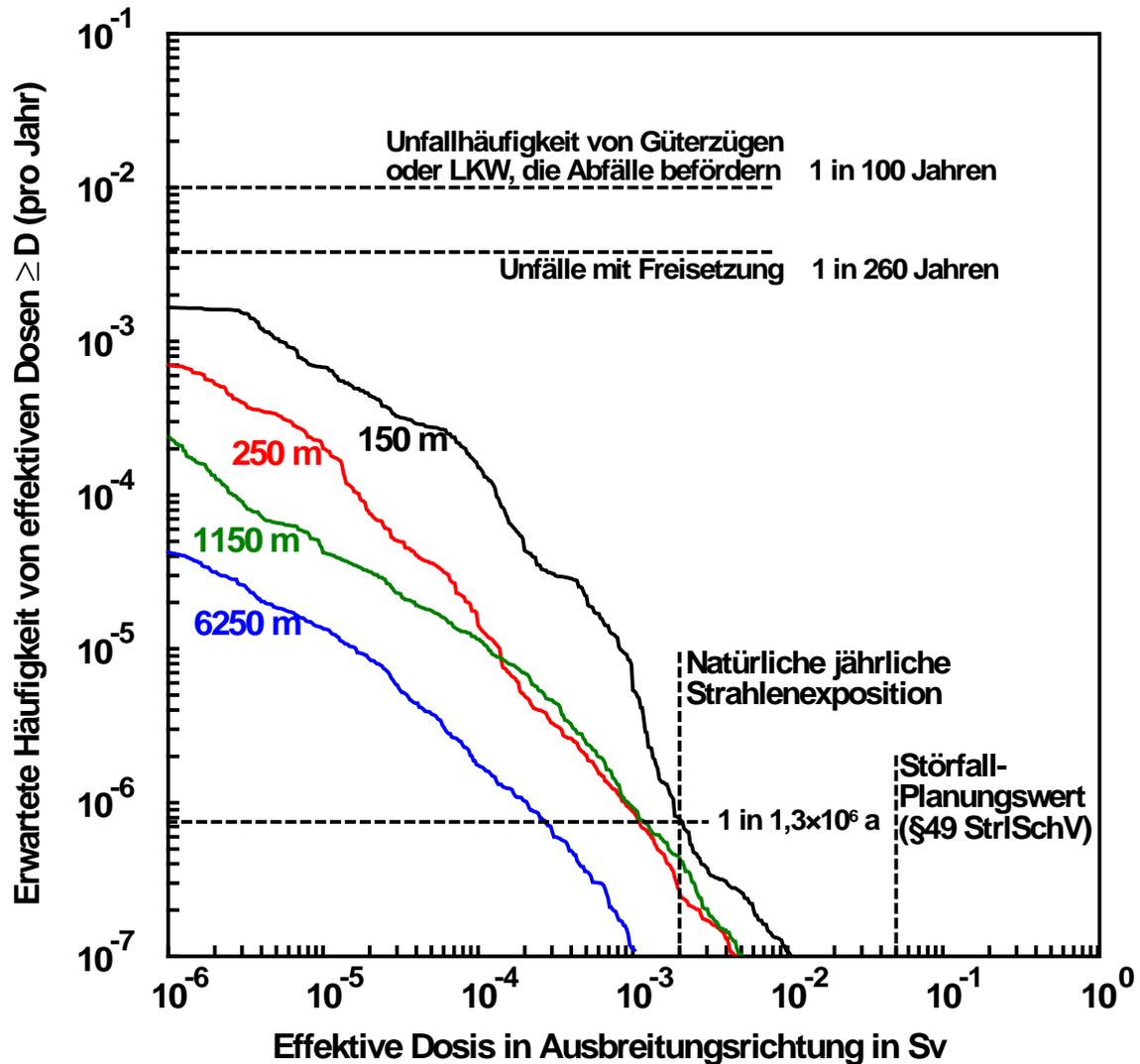


Abb. 3.27 Häufigkeitsverteilung der effektiven Lebenszeitdosis, alle Expositionspfade, keine Gegenmaßnahmen, realistisches Szenario, geänderte Zuordnung zu FK

Abb. 3.27 zeigt eine CCFD, bei der die beschriebene Neuzuordnung zu den Freisetzungsklassen durchgeführt wurde. Da die Neuzuordnung nur Auswirkungen auf die hohen Freisetzungsklassen hat, sind Änderungen im Kurvenverlauf bei sehr kleinen Eintrittswahrscheinlichkeiten zu erwarten. Ab einer Eintrittswahrscheinlichkeit von etwa 10^{-6} pro Jahr und darüber verlaufen die Kurven im Vergleich zu Abb. 3.26 sehr ähnlich. Sichtbar sind Änderungen im Verlauf (wie erwartet) bei kleineren Eintrittswahrscheinlichkeiten.

Die Eintrittshäufigkeit, mit der in der Endlagerregion beim kontinuierlichen Transportmodus mit einem Transportunfall zu rechnen ist, der ohne Gegenmaßnahmen bei 150 m Entfernung in Ausbreitungsrichtung vom Unfallort zu Strahlenexpositionen im Bereich der natürlichen jährlichen Strahlenexposition führen kann, liegt nach der Neuordnung bei ca. $7,7 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr und ist damit etwas geringer als in Abb. 3.26. Die höchste ausgewiesene Gesamtexposition inklusive Ingestion bei einer Eintrittshäufigkeit von $1 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr (im Mittel alle 10 Millionen Jahre) beträgt im Entfernungsbereich 150 m ca. 10 mSv für Erwachsene und ist etwas höher.

Somit ist die o. g. Verschiebung nach der Neuordnung in den hohen Freisetzungsklassen (entsprechend den Abfallgebinden mit sehr hohem Aktivitätsgehalt) in der Erhöhung der potenziellen Gesamtexposition bei einer Eintrittswahrscheinlichkeit von $1 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr beobachtbar. Demgegenüber wird bei einer etwas höheren Eintrittswahrscheinlichkeit die potenzielle Gesamtexposition etwas geringer.

Einfluss Unfallsimulation

Als dritte Einflussgröße wurde die Unfallsimulation direkt betrachtet: Die Belegung der Züge mit radioaktiven Abfallgebinden erfolgt mittels Monte-Carlo-Simulation. Dabei werden die Parameter, die die Beladung von Abfallwagen und deren Verteilung auf die Regelgüterzüge bestimmen, unter Berücksichtigung der zugehörigen bedingten Wahrscheinlichkeitsverteilungen zufällig ausgewählt. Die hierbei variierten Parameter sind

- Anzahl Abfallwagen im Zug
- Ablieferungspflichtiger gemäß Anteil am Abfallaufkommen (Basis: Transporteinheiten)
- Referenzabfall gemäß Anteil am Abfallaufkommen (Basis: Transporteinheiten)
- Abweichung von der mittleren Aktivität eines Referenzabfalls.

Der letztgenannte Parameter berücksichtigt die Häufigkeitsverteilung des Aktivitätsinventars. Auch innerhalb eines jeden Referenzabfalls gibt es Abweichungen vom mittleren Aktivitätsinventar. Um die Streuung dieses Parameters näherungsweise zu berücksichtigen, wird bei der Unfallanalyse statt einer mittleren Aktivität pro Referenzabfall eine Stufenfunktion verwendet, die die typische Aktivitätsverteilung approximiert. Danach wird die Aktivität bei 10 % der Abfallbinde um einen Faktor 5 gegenüber dem Mittel-

wert angehoben und in den restlichen 90 % entsprechend auf 5/9 abgesenkt. Die Gesamtaktivität pro Referenzabfall bleibt dadurch unverändert.

Die jeweiligen Anteile der Ablieferungspflichtigen bzw. der Referenzabfälle am Abfallaufkommen variieren je nach angenommener Aufteilung der Transporte auf den Schienen- und Straßenverkehr.

Zur Simulation von Transportunfällen für Züge werden für alle erzeugten Regelgüterzüge mit mindestens einem Abfallwagen Parametersätze erzeugt, die die Unfallschwere und damit auch die mögliche Freisetzung radioaktiver Stoffe bestimmen. Die hierbei systematisch variierten Parameter sind:

- Belastungsklasse und
- Anzahl der vom Unfall betroffenen Abfallwagen.

Für eine Parameterkombination aus einem Güterzug mit Abfallwagen, der Anzahl betroffener Abfallwagen und der Belastungsklasse lässt sich mit den Freisetzunganteilen aus Abschnitt 3.3.1 für jeden simulierten Unfall ein Quellterm ableiten. Dabei werden auch die Unfallereignisse registriert, bei denen die Abfallbehälter den Belastungen standhalten und es zu keiner Freisetzung radioaktiver Stoffe kommt.

Mit dem Quellterm werden jeweils die bedingten Wahrscheinlichkeiten für das kombinierte Auftreten der Belastungsklasse und der Anzahl vom Unfall betroffener Abfallwagen für Güterwagen und zusätzliche Kombinatorik für die im Zug enthaltenen Abfallwagen abgespeichert. Ebenfalls abgespeichert wird jeweils die Belastungsklasse, da bei den später zu berechnenden potenziellen Strahlenexpositionen für die atmosphärische Ausbreitung zu unterscheiden ist, ob die Freisetzung ohne oder mit Brand erfolgt ist. Insgesamt werden so ca. 30 000 Quellterme generiert, die das Spektrum möglicher Freisetzungen bei Güterzugunfällen repräsentieren.

Beim Transport von radioaktiven Abfällen auf der Straße wird abhängig von der Größe und dem Gewicht der Transporteinheiten angenommen, dass entweder eine oder zwei Transporteinheiten auf einem Sattelzug befördert werden.

Bei einigen zylindrischen Abfallgebinden kann es bei entsprechend hoher Ausschöpfung der Aktivitätsgrenzwerte gemäß Endlagerungsbedingungen Konrad /BFS 10/ zur Beladung von Tauschpaletten mit nur einem Gebinde kommen, so dass es zu Abwei-

chungen von der obigen Zuordnung kommen kann. Sensitivitätsstudien zur Beladekonfiguration haben jedoch gezeigt, dass solche Abweichungen nur geringe Auswirkungen auf das Transportunfallrisiko insgesamt haben, so dass die gemäß Tab. 3.15 gewählten Annahmen ausreichend sind.

Tab. 3.15 Anzahl von Transporteinheiten pro LKW in Abhängigkeit vom Behältertyp

Nr.	Bezeichnung	TE pro LKW
1	Betonbehälter Typ I	2
2	Betonbehälter Typ II	2
3	Gussbehälter Typ I	1
4	Gussbehälter Typ II	1
5	Gussbehälter Typ III	1
6	Container Typ I	2
7	Container Typ II	2
8	Container Typ III	2
9	Container Typ IV	1
10	Container Typ V	1
11	Container Typ VI	2

Zur Simulation von Beladungen von LKW, von Unfallbelastungen und daraus resultierenden Quelltermen ist das Verfahren analog zum Verfahren beim Güterzugverkehr, mit der Vereinfachung, dass jeweils nur ein beladenes Fahrzeug vom Unfall betroffen ist. Auch hier werden ca. 30 000 Quellterme generiert, die das Spektrum möglicher Freisetzungen bei LKW-Unfällen überdecken.

Im Rahmen der Sensitivitätsstudien wurde betrachtet, welchen Einfluss auf die Dosisberechnung und -darstellung in den CCFDs eine erneute Unfallsimulation hat. Dazu wurden die Datensätze zur Berechnung des realistischen 80 %/20 %-Szenarios der Transportstudie Konrad 2009 verwendet. Es wurden zwei neue Unfallsimulationen durchgeführt. Die daraus resultierenden Häufigkeitsverteilungen sind in Abb. 3.28 und Abb. 3.29 dargestellt.

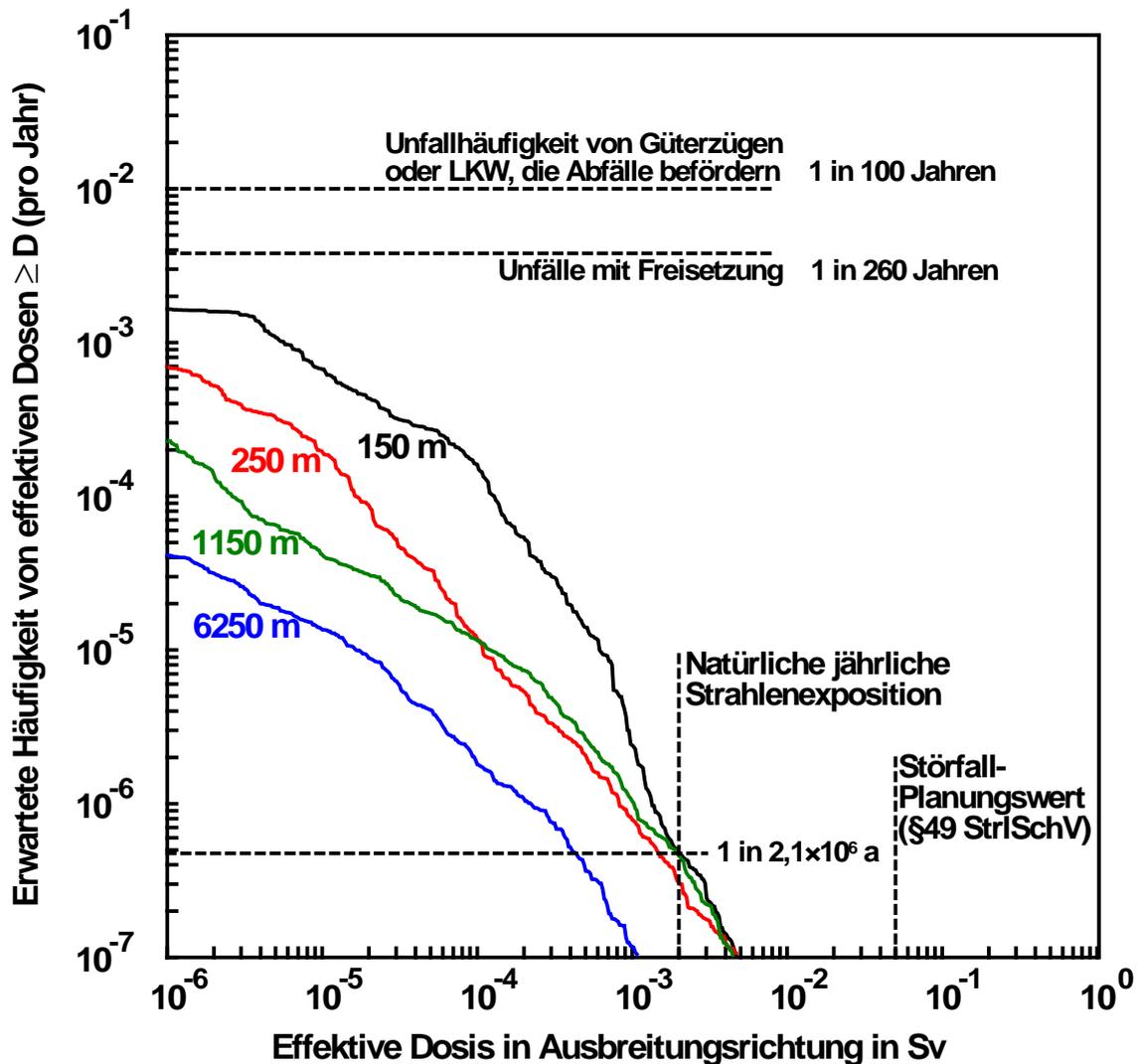


Abb. 3.28 Häufigkeitsverteilung der effektiven Lebenszeitdosis, alle Expositionspfade, keine Gegenmaßnahmen, realistisches Szenario der TSK 2009, erste Simulation

Die Eintrittshäufigkeit, mit der in der Endlagerregion beim kontinuierlichen Transportmodus mit einem Transportunfall zu rechnen ist, der ohne Gegenmaßnahmen bei 150 m Entfernung in Ausbreitungsrichtung vom Unfallort zu Strahlenexpositionen im Bereich der natürlichen jährlichen Strahlenexposition führen kann, liegt in Abb. 3.28 bei $4,8 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr. Die höchste ausgewiesene Gesamtexposition inklusive Ingestion bei einer Eintrittshäufigkeit von $1 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr (im Mittel alle 10 Millionen Jahre) beträgt im Entfernungsbereich 150 m ca. 5 mSv für Erwachsene.

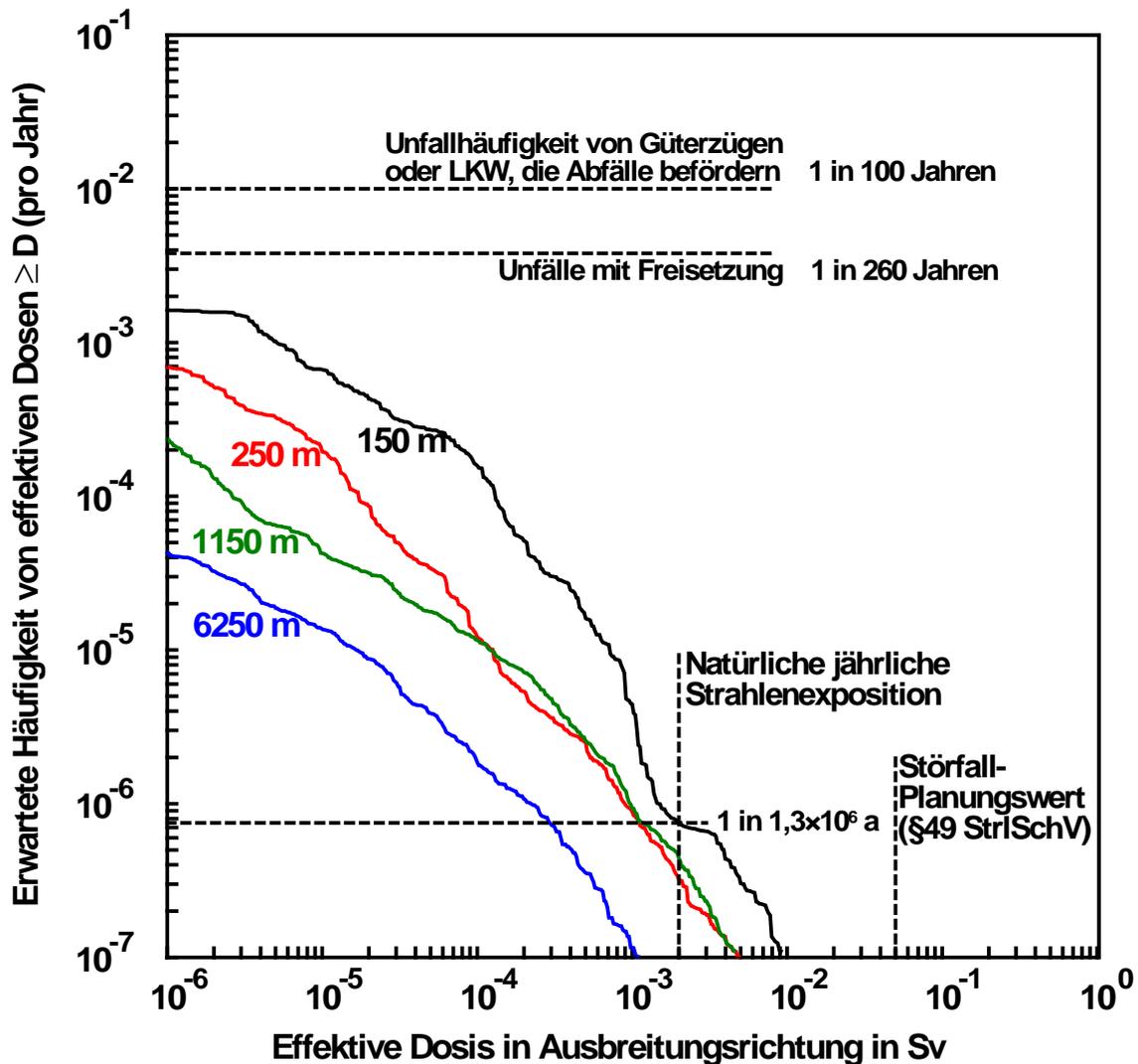


Abb. 3.29 Häufigkeitsverteilung der effektiven Lebenszeitdosis, alle Expositionspfade, keine Gegenmaßnahmen, realistisches Szenario der TSK 2009, zweite Simulation

In Abb. 3.29 liegt die Eintrittshäufigkeit für einen Transportunfall in der Endlagerregion beim kontinuierlichen Transportmodus, der ohne Gegenmaßnahmen bei 150 m Entfernung in Ausbreitungsrichtung vom Unfallort zu Strahlenexpositionen im Bereich der natürlichen jährlichen Strahlenexposition führen kann, bei ca. $7,7 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr. Die höchste ausgewiesene Gesamtexposition inklusive Ingestion bei einer Eintrittshäufigkeit von $1 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr (im Mittel alle 10 Millionen Jahre) beträgt im Entfernungsbereich 150 m ca. 9 mSv für Erwachsene.

Insbesondere der Verlauf der Häufigkeitsverteilung im Abstand von 150 m vom Unfallort zeigt deutliche Unterschiede bei sehr kleinen Eintrittswahrscheinlichkeiten. Bei grö-

ßeren Eintrittswahrscheinlichkeiten ab ca. 10^{-6} pro Jahr sind die Unterschiede im Kurvenverlauf nur noch gering. Der Grund für die unterschiedlichen Ergebnisse ist, dass mit jedem neuen Simulationsdurchlauf auch die Abfallwagen bzw. Abfall-LKW neu „be-laden“ werden. Daher kann es zu einem veränderten Freisetzungverhalten bei den simulierten Unfällen kommen. Dies kann insbesondere bei hohen mechanischen bzw. mechanisch-thermischen Freisetzungsklassen zum Tragen kommen, da verhältnismäßig wenige Abfälle mit einer hohen mittleren Aktivität pro Transporteinheit erfasst sind (vgl. Abb. 3.10 auf S. 23). Diese werden in der Regel in Abfallbehälter verpackt, die erst bei hohen Unfallbelastungen Freisetzungen zur Folge haben. Dadurch ist eine Freisetzung von radioaktiven Stoffen dieser Transporteinheiten im Vergleich zwar seltener, aber bei Freisetzung werden radioaktive Stoffe mit einer hohen Aktivität freigesetzt. Dies führt zu dem oben beschriebenen Verhalten der CCFDs bei sehr niedrigen Eintrittswahrscheinlichkeiten.

3.3.3 Ergebnisse

Die radiologische Konsequenzenanalyse der Szenarien 2020 und 2040 (Abb. 3.22, Abb. 3.25) ergab im Hinblick auf die Änderung der effektiven Dosis nur geringe Änderungen im Vergleich mit dem realistischen Szenario der TSK 2009. Am ehesten lassen sich die Unterschiede direkt an den zur Analyse verwendeten Parametern ablesen (Tab. 3.10, Tab. 3.12). Insgesamt nehmen die Unfallhäufigkeiten mit Freisetzung etwas ab: Szenario 2020: $3,4 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$ und Szenario 2040: $3,1 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$ (zum Vergleich: 80 %/20 %-Szenario der Transportstudie Konrad 2009: $3,9 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$). Die Eintrittshäufigkeit, mit der in der Endlagerregion beim kombinierten Transportmodus mit einem Transportunfall zu rechnen ist, der ohne Gegenmaßnahmen bei 150 m Entfernung vom Unfallort zu Strahlenexpositionen im Bereich der natürlichen Strahlenexposition eines Jahres in Höhe von etwa 2 mSv/a führen könnte, liegt bei den Prognoseszenarien 2020 und 2040 bei jeweils ca. $8,3 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr (zum Vergleich: 80 %/20 %-Szenario der TSK 2009: ca. $9 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr).

Die Untersuchungen des Einflusses der Freisetzunganteile, der Freisetzungsklassen sowie der Unfallsimulation zeigen, dass der Effekt der Unfallsimulation eine Rolle in der Berechnung der Dosen spielen kann. In der Darstellung der CCFD kann dies unter Umständen eine Änderung der Dosis (bei sehr kleinen Eintrittshäufigkeiten von $1 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr) um etwa eine halbe Größenordnung bei einer Entfernung von 150 m zum Freisetzungsort zur Folge haben (Abb. 3.28, Abb. 3.29). Mit höheren Eintrittshäufigkei-

ten (etwa ab 10^{-6} pro Jahr) ist dieser Effekt geringer und nimmt ab. Mit größer werdendem Abstand zum Freisetzungsort wird dieser Effekt ebenfalls geringer. Dadurch können die Einflüsse durch die kleine Korrektur der Freisetzungsteile oder von der Belegung der Freisetzungsklassen wie oben beschrieben überdeckt werden. Zudem ist es auch möglich, dass ein weiterer Abbau von Konservativitäten (mit geringen Auswirkungen auf die zur Simulation verwendeten Parameter) ebenfalls wegen des größeren Einflusses der Simulation in den CCFD nicht sichtbar wird.

4 Freisetzungsverhalten unter mechanischer und thermischer Unfallbelastung

Das Freisetzungsverhalten von Radionukliden sowohl bei mechanischer als auch bei mechanisch-thermischer Belastung der Abfallbehälter bei Handhabungs- und Transportunfällen ist für eine radiologische Konsequenzenanalyse von entscheidender Bedeutung. Die Bestimmung von Freisetzungsteilen ist daher regelmäßig Gegenstand vieler nationaler und internationaler Forschungsvorhaben und experimenteller Untersuchungen. Daher ist eine ständige Überprüfung des Standes von Wissenschaft und Technik in Bezug auf Freisetzungsteile, auf Zuordnung der Abfallgebinde zu für die Analyse notwendige Gruppen und Klassen sowie in Bezug einschlägiger Unfallstatistiken notwendig.

Daher wurde untersucht, inwieweit die in der TSK 1991 genutzten Freisetzungsteile heute noch anwendbar sind bzw. ob aufgrund neuerer Forschungen übermäßige Konservativitäten sowohl für die Erstellung der TSK 2009 als auch für zukünftige radiologische Konsequenzenanalysen abgebaut werden können. Ein weiteres Augenmerk lag auf der Überprüfung der in der TSK 1991 verwendeten Belastungsklassen und damit der diesen Einteilungen zugrundeliegenden Unfallstatistiken und Ereignisbäume.

4.1 Definition der Abfallgebindegruppen

In der Transportstudie Konrad aus dem Jahre 2009 /GRS 10/ wurden gegenüber der Vorläuferstudie /GRS 91a/ die Abfallgebindegruppen abweichend definiert (Tab. 4.1). Die Unterschiede bestehen darin, dass:

- in AGG 1 und AGG 6 der Begriff Bitumen verallgemeinernd auf brennbar erweitert wurde,
- AGG 2 explizit auch Verdampferkonzentrate (VDK) enthalten kann,
- AGG 2, AGG 3 und AGG 4 ergänzt wurden um die optionale Verwendung von Betonbehältern, wobei die Freisetzungen durch Stahlblechcontainer abgedeckt werden.

Tab. 4.1 Definition der Abfallgebindergruppen (AGG) in den Transportstudien Konrad 1991 und 2009

AGG	TSK 1991	TSK 2009
1	Bituminierte Abfälle in Stahlblechcontainern	Brennbare unfixierte Abfälle in Stahlblechcontainern
2	Unfixierte und nicht kompaktierbare metallische und nichtmetallische Abfälle in Stahlblechcontainern	Unfixierte und nicht kompaktierbare metallische und nichtmetallische Abfälle (einschl. Verdampferkonzentrate) in Stahlblechcontainern oder Betonbehältern
3	Metallische Abfälle in Stahlblechcontainern	Metallische Abfälle in Stahlblechcontainern oder Betonbehältern,
4	Kompaktierte Abfälle in Stahlblechcontainern	Kompaktierte Abfälle in Stahlblechcontainern oder Betonbehältern
5	Zementfixierte Abfälle in Stahlblechcontainern	Zementfixierte Abfälle in Stahlblechcontainern
6	Bituminierte Abfälle in Betonbehältern	Brennbare, unfixierte Abfälle in Betonbehältern
7	Zementfixierte Abfälle in Betonbehältern	Zementfixierte Abfälle in Betonbehältern
8	Abfälle in Gussbehältern.	Abfälle in Gussbehältern.

4.2 Freisetzung bei mechanischen Lasteinwirkungen

Zur potenziellen Aktivitätsfreisetzung aus verschiedenen Abfalltypen sind in den letzten Jahren in mehreren Forschungsvorhaben experimentelle Studien durchgeführt worden /LAN 03/, /GRS 05/. Im Vorhaben SR 2497 /GRS 07b/ wurden die wesentlichen Ergebnisse systematisch im Hinblick auf eine Verallgemeinerung und Skalierbarkeit ausgewertet und Vorschläge für eine Aktualisierung der entsprechenden Freisetzunganteile verschiedener Abfallgebindergruppen abgeleitet.

Im Folgenden werden die dort erarbeiteten Ansätze auf die verschiedenen Abfallgebindergruppen der Transportstudie Konrad für eine Aktualisierung der zugehörigen Freisetzungsteile nach aktuellem Stand von Wissenschaft und Technik übertragen. Die Dokumentation der vorgenommenen Änderungen fasst Abfallgebindergruppen mit ähnlicher Argumentationskette, z. B. ähnliche Konditionierung, Fixierung oder Verpackung, zusammen.

4.2.1 Zementfixierte Abfälle

Die zementfixierten Abfälle teilen sich auf die beiden Abfallgebindegruppen

- AGG 5: Zementfixierte Abfälle in Stahlblechcontainern und
- AGG 7: Zementfixierte Abfälle in Betonbehältern

auf. In /GRS 07b/ werden für die vorgeschlagenen Freisetzungsteile von Gebinden mit zementfixierten Abfällen verschiedene Einflussfaktoren berücksichtigt. Diese sind

- die Gebindemasse M ,
- die Fallhöhe h und
- die Art der Verpackung.

Für unverpackte Proben ergibt sich aus den Versuchsdaten für Zement nach /GRS 07b/ die allgemeine Skalierungsgleichung für den lungengängigen Freisetzungsteil

$$\eta_{10} = 3 \cdot 10^{-7} \cdot \frac{M \cdot g \cdot h}{M^{1,43}} \quad (4.1)$$

Dabei wird konservativ unterstellt, dass die gesamte potenzielle Energie entsprechend einer Fallhöhe h vollständig in Verformung und Zerkleinerung der Masse M umgewandelt wird (Annahme eines unnachgiebigen Hindernisses). Es ergibt sich somit eine Linearität des lungengängigen Freisetzungsteils bezüglich der Fallhöhe bzw. spezifischen kinetischen Energie und eine Abnahme mit der Masse ($\sim M^{-0,43}$).

Gegenüber den in /GRS 07b/ abgeleiteten Freisetzungsteilen für ein Containervolumen von 10 m^3 und einer angenommenen Abfalldichte von 2000 kg/m^3 werden im Folgenden auch kleinere Containertypen berücksichtigt, insbesondere wird für den Stahlcontainer (SC) IV eine Freisetzungsanalyse vorgenommen. Zusätzlich wird berücksichtigt, dass der zementfixierte Abfall auch in Form von Fässern in einer Matrix mit geringerer Dichte (z. B. Schutt) im Container eingebettet sein kann. Somit wird konservativ nur eine Masse von $11\,000 \text{ kg}$ (Abfallprodukt und Füllstoffe) angenommen. Mit der genannten Formel und den zu den Aufprallgeschwindigkeiten der Belastungsklassen gehörenden äquivalenten Fallhöhen von $4,8 \text{ m}$, $25,2 \text{ m}$ und $47,6 \text{ m}$ folgen die in Tab. 4.2 angegebenen Freisetzungsteile für unverpackten zementierten Abfall. Diese werden

nach Multiplikation mit aus den Versuchen abgeschätzten Ausströmanteilen aus der Umhüllung zu Freisetzungsteilen für die Abfallgebindegruppe 5 (AGG 5) gerundet.

Tab. 4.2 Herleitung lungengängiger Freisetzungsteile sonstiger Nuklide bei AGG 5 (mechanisch)

BK	Aufprall- geschwindigkeit (km/h)	zugehörige Fallhöhe (m)	η_{10} unverpackt	Ausström- anteil	η_{10} AGG 5 (gerundet)
1 - 3	35	4,8	$2,6 \cdot 10^{-7}$	0,1	$3,0 \cdot 10^{-8}$
4 - 6	80	25,2	$1,4 \cdot 10^{-6}$	0,3	$4,0 \cdot 10^{-7}$
7 - 9	110	47,6	$2,6 \cdot 10^{-6}$	1	$3,0 \cdot 10^{-6}$

Nach /GRS 07b/ kann verallgemeinernd angenommen werden, dass die kumulative Massengrößenverteilung der aus dem zementierten Abfall freigesetzten Aerosole linear anwächst, so dass sich die Freisetzungsteile für die übrigen Aerosolgrößenklassen direkt aus den lungengängigen Werten in Tab. 4.2 und den Intervallbreiten der Aerosolgrößenklassen ableiten lassen. (siehe Tab. 4.3). In der Summe ergeben die so nach Größenklassen aufgeschlüsselten Freisetzungsteile der Aerosolgrößenklassen von 10 μm bis 100 μm bei allen Belastungsklassen einen etwas niedrigeren Wert als die in /GRS 07b/ konservativ aufgerundeten Angaben.

Tab. 4.3 Freisetzungsteile sonstiger Nuklide bei AGG 5 (mechanisch)

BK	AED			
	0 - 10 μm	10 - 20 μm	20 – 50 μm	50 – 100 μm
1 - 3	$3,0 \cdot 10^{-8}$	$3,0 \cdot 10^{-8}$	$9,0 \cdot 10^{-8}$	$1,5 \cdot 10^{-7}$
4 - 6	$4,0 \cdot 10^{-7}$	$4,0 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$2,0 \cdot 10^{-6}$
7 - 9	$3,0 \cdot 10^{-6}$	$3,0 \cdot 10^{-6}$	$9,0 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$

Sind zementierte Abfälle in Betonbehältern verpackt, werden sie der Abfallgebindegruppe 7 zugeordnet. In /GRS 91a/ wurden für AGG 7 gegenüber AGG 5 folgende Annahmen getroffen:

1. In BK 1 – 3 kann es lediglich zu äußerlichen Beschädigungen am Betonkörper des Abfallbehälters kommen, nicht aber zu Freisetzungen.
2. In BK 4 – 9 nimmt der im Vergleich zu Stahlcontainern große Massenanteil der Verpackung einen Großteil der Aufprallenergie auf, so dass maximal die Hälfte der

jeweiligen mechanisch verursachten Freisetzungsteile der AGG 5 anzusetzen ist.

Diese Argumentationskette ist nach aktuellem Wissensstand auch in Verbindung mit den neu bestimmten Freisetzungsteilen der AGG 5 eher konservativ und wurde auch für die aktualisierte Transportstudie sinngemäß übernommen. Die bei AGG 5 unterstellte Rückhaltewirkung der Verpackung kann bei Betonbehältern mindestens genauso wirksam unterstellt werden. Die Halbierung der Freisetzungsteile der AGG 5 bei der AGG 7 ist auf Grund des überwiegenden Masseanteils der Verpackung selbst bei kleinen Betonbehältern gerechtfertigt.

4.2.2 Unfixierte Abfälle

Abfallgebindegruppen, für die analog zur Vorgehensweise in der TSK 1991 konservativ eine unfixierte Form angenommen wird, sind

- AGG 1: Brennbare Abfälle in Stahlblechcontainern und
- AGG 2: Unfixierte und nicht kompaktierbare metallische und nicht metallische Abfälle in Stahlblechcontainern.

Daneben wird bei den folgenden Abfallgebindegruppen wie bereits in der TSK 1991 konservativ ein unfixierter Aktivitätsanteil von bis zu 1 % angenommen:

- AGG 3: Metallische Abfälle in Stahlblechcontainern und
- AGG 4: Kompaktierte Abfälle in Stahlblechcontainern.

Um die Quantifizierung der Freisetzungseigenschaften unfixierter Abfälle bei mechanischen Einwirkungen zu verbessern, sind im Vorhaben /LAN 03/ mehrere Fallexperimente mit pulverförmigen Materialien durchgeführt worden. Hierbei wurden die Fallhöhe, die Umschließung und die Art des Pulvers variiert. Die Experimente bilden die Basis für die in /GRS 07b/ vorgeschlagenen Freisetzungsteile für 200 l-Fässer bzw. Stahlcontainer mit einem Volumen in der Größenordnung von 10 m³.

Bei den dort vorgeschlagenen Freisetzungsteilen wurden folgende empirisch bestimmten Gesetzmäßigkeiten berücksichtigt, die von der bezüglich der Freisetzbarkeit ungünstigsten Pulversorte Flugasche abgeleitet wurden:

- Die lungengängige Freisetzungsmenge unverpackter Pulver skaliert linear mit der Fallhöhe bzw. der spezifischen kinetischen Energie.
- Der Freisetzunganteil reduziert sich mit steigendem Volumen ($\sim V^{-2/3}$).
- Der Freisetzunganteil im AED-Bereich 10 – 100 μm ist etwa doppelt so groß wie der im lungengängigen Bereich (0 – 10 μm).
- Die Rückhaltewirkung der Verpackung aus Stahlblech ist vergleichbar mit der von Gebinden mit zementfixierten Abfällen (siehe AGG 5 und AGG 7).

Aus der bezüglich der luftgetragenen Freisetzung (Staubneigung) ungünstigsten Pulversorte Flugasche wurde in /GRS 07b/ ein konservativer Freisetzunganteil für 0,1 m³ bei einem 9 m-Fall von $1,0 \cdot 10^{-3}$ abgeleitet. Mit diesem Wert und den oben genannten Gesetzmäßigkeiten wurden anschließend alle weiteren Freisetzunganteile für abweichende Abfallvolumina (Annahme: Stahlcontainer IV mit Volumen 7,4 m³) und Fallhöhen bzw. Aufprallgeschwindigkeiten berechnet. Die einzelnen Faktoren gegenüber diesem Bezugsszenario und die konservativ aufgerundeten lungengängigen Freisetzunganteile der AGG 1 sind in Tab. 4.4 zusammengefasst.

Tab. 4.4 Herleitung lungengängiger Freisetzungsteile sonstiger Nuklide bei AGG 1 (mechanisch)

BK	Aufprall- geschw. (km/h)	Fallhöhe (m)	Faktoren ggü. Bezugsszenario			η_{10} AGG 1
			Fallhöhe	Volumen	Ausström- anteil	
1 - 3	35	4,8	0,53	0,057	0,1	$5,0 \cdot 10^{-6}$
4 - 6	80	25,2	2,80	0,057	0,3	$5,0 \cdot 10^{-5}$
7 - 9	110	47,6	5,29	0,057	1	$3,0 \cdot 10^{-4}$

Wie bereits bei den zementfixierten Abfällen wurde auch hier konservativ der Freisetzunganteil, der sich aus einem 9 m-Fall ergeben würde, auf die Belastungsklassen 1 – 3 übertragen.

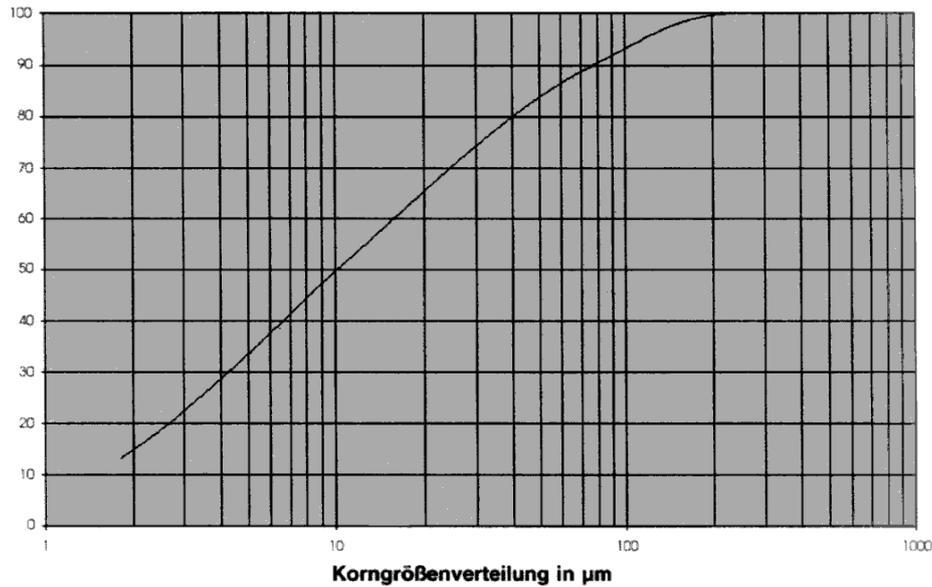


Abb. 4.1 Kumulative Größenverteilung der Partikelmasse von Flugasche (geometrischer Durchmesser)

Bei den Fallversuchen mit pulverförmigen Abfallsimulaten /LAN 03/ wurden keine größenklassierten Messungen der Freisetzungsmassen oberhalb des lungengängigen Bereichs durchgeführt. Um eine Aufteilung des Freisetzunganteils im Bereich 10 µm bis 100 µm auf die einzelnen Partikelgrößenintervalle vorzunehmen, wurde die Ausgangsverteilung der in den Versuchen verwendeten Flugasche herangezogen.

Die kumulative Massengrößenverteilung des geometrischen Durchmessers ($\rho = 2,45 \text{ g/cm}^3$, Umrechnungsfaktor auf AED: $\rho^{1/2} = 1,56$) ist in Abb. 4.1 dargestellt. Diese wurde mit den beobachteten Anteilen der Freisetzung (1/3 lungengängig, 2/3 darüber) umskaliert und auf handhabbare Anteile der oberen Größenklassen gerundet (siehe Tab. 4.5).

Tab. 4.5 Annahmen zur Massengrößenverteilung q_3 bei AGG 1

AED (µm)	q_3 Ausgangspulver 0-100 µm		q_3 freigesetzter Staub	
	Messung (%)	Zusammenfassung (%)	Messung (%)	Annahme
0 – 10	45,0	45,0	33,3	1/3
10 – 20	18,3			1/4
20 – 50	22,8	55,0	66,7	1/4
50 – 100	13,9			1/6

Die Kombination der lungengängigen Freisetzungsteile in Tab. 4.2 und die Annahmen zur Größenverteilung des freigesetzten Staubs in Tab. 4.5 ergeben abschließend die in Tab. 4.6 aufgeführten Freisetzungsteile aller Kombinationen aus Belastungskategorie und Aerosolgrößenklasse.

Tab. 4.6 Freisetzungsteile sonstiger Nuklide bei AGG 1 (mechanisch)

BK	AED			
	0 - 10 µm	10 - 20 µm	20 - 50 µm	50 - 100 µm
1 - 3	$5,0 \cdot 10^{-6}$	$3,75 \cdot 10^{-6}$	$3,75 \cdot 10^{-6}$	$2,5 \cdot 10^{-6}$
4 - 6	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$3,75 \cdot 10^{-5}$	$3,75 \cdot 10^{-5}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$
7 - 9	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$2,25 \cdot 10^{-4}$	$2,25 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$

Die Übertragung dieser Freisetzungsteile auf andere Abfallgebindegruppen erfolgt wie einleitend beschrieben analog zur Vorgehensweise in der TSK 1991:

- Für AGG 2 werden die Freisetzungsteile der AGG 1 übernommen.
- Für AGG 3 und AGG 4 wird jeweils 1 % des Freisetzungsteils von AGG 1 angenommen.
- Für AGG 6 und AGG 7 werden auf Grund des hohen Massenanteils der Verpackung und der besseren Rückhaltungswirkung gegenüber Stahlblechcontainern ab BK 4 50 % der entsprechenden Freisetzungsteile von AGG 1 bzw. AGG 5 übernommen.

4.3 Freisetzung bei thermischer Lasteinwirkung

4.3.1 Auswertung des Standes von Wissenschaft und Technik

4.3.1.1 Transportstudie Konrad 1991

Die Wahl der Freisetzungsteile durch Brandeinwirkung in der TSK 1991 geht im Wesentlichen auf die Analysen im Rahmen der Systemanalyse Konrad zurück /GRS 87/. Dort wird als Störfall ein Feuer von 65-minütiger Dauer bei 800 °C Brandraumtemperatur definiert, wobei die ersten 5 Minuten als Aufheizphase mit einem Temperaturanstieg von 30° C auf 800° C festgelegt wurden. Vereinfacht wird in diesem Zusammenhang im Folgenden von einem Brand 800° C über 60 min gesprochen. In /GRS 87/

wurden für die Abfallbehälterklassen I und II und für die Abfallproduktgruppen (APG) 01 bis 06 Freisetzunganteile durch thermische Einwirkungen abgeleitet. In /GRS 91b/ werden diese Werte für die Transportstudie Konrad zum Teil leicht angepasst und um ein Szenario mit 30 min Branddauer sowie um die Kombination mit mechanischen Einwirkungen erweitert.

Tab. 4.7 gibt einen Überblick zu den allein durch Brandeinwirkung nach /GRS 91b/ anzunehmenden thermisch bedingten Freisetzunganteilen aus den verschiedenen Abfallgebindegruppen und den zugehörigen Freisetzungsmechanismen. Eine grafische Darstellung (Abb. 4.2) zeigt die thermisch bedingten Freisetzunganteile nach der TSK 1991 für sonstige Radionuklide bei der niedrigsten mechanischen Einwirkungsklasse (35 km/h), Belastungsklasse BK 2 (30 min Brand, 800 °C) und BK 3 (60 min Brand, 800 °C). Die ausführliche Begründung der einzelnen Freisetzunganteile ist in /GRS 91b/ und /GRS 87/ zu finden. Im Folgenden werden die jeweiligen Argumentationen für die einzelnen Abfallgebindegruppen kurz zusammengefasst.

Generell wird bei einer Brandeinwirkung davon ausgegangen, dass die Freisetzung allein im Größenintervall 0 – 10 µm erfolgt. In Bezug auf die Flüchtigkeit der Nuklide werden in /GRS 87/ folgende Annahmen zur chemischen Form getroffen:

- Halogene liegen organisch gebunden vor (z. B. Methyljodid, CH₃I).
- C-14 wird bezüglich der Flüchtigkeit wie ein Halogen behandelt.
- Tritium (H-3) liegt wässrig vor (HTO).
- Sonstige Nuklide werden konservativ als Cäsiumjodid (CsI) betrachtet.⁴

⁴ Anmerkung: CsI besitzt eine im Vergleich mit Halogenen geringere Flüchtigkeit, bezogen auf viele andere Feststoffe aber eine vergleichsweise hohe Flüchtigkeit gegeben durch die Dampfdruckkurve, so dass die Freisetzung anderer Feststoffe damit abdeckend beschrieben werden kann.

Tab. 4.7 Thermisch bedingte Freisetzungssanteile nach /GRS 91a/ bei der niedrigsten mechanischen Einwirkungsklasse (35 km/h), Belastungsklasse BK 2 (30 min Brand, 800 °C) und BK 3 (60 min Brand, 800 °C)

Abfallgebindegruppe (AGG)	Freisetzungsmechanismen	Thermische Freisetzungssanteile (BK 2 oberer Wert, BK 3 unterer Wert)			
		Halogene	Tritium	C-14	Sonstige Radionuklide
AGG 1: Bituminierte Abfälle in Stahlblechcontainern	Verbrennen	1	1	1	0,1
		1	1	1	0,1
AGG 2: Unfixierte und nicht kompaktierbare metallische und nicht metallische Abfälle in Stahlblechcontainern	Verbrennen von 1 % des Abfalls (AGG 2a)	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$
	Sublimation/Verdampfen radioaktiver Stoffe (AGG 2b)	$9,9 \cdot 10^{-1}$	$9,9 \cdot 10^{-1}$	$9,9 \cdot 10^{-1}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$
AGG 3: Metallische Abfälle in Stahlblechcontainern	Sublimation/Verdampfen radioaktiver Stoffe	1	1	1	$2,0 \cdot 10^{-4}$
		1	1	1	$4,0 \cdot 10^{-3}$
AGG 4: Kompaktierte Abfälle in Stahlblechcontainern	Pyrolyse	1	1	1	$4,0 \cdot 10^{-4}$
		1	1	1	$1,6 \cdot 10^{-3}$
AGG 5: Zementfixierte Abfälle in Stahlblechcontainern,	Pyrolyse bei Temperaturen > 300 °C (AGG 5a)	$5,0 \cdot 10^{-1}$	-	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$
		1	-	$4,0 \cdot 10^{-4}$	$4,0 \cdot 10^{-4}$
	Verdampfen von Wasser bei Temperaturen > 100 °C (AGG 5b)		$6,0 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$
			$5,0 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$
AGG 6: Bituminierte Abfälle in Betonbehältern	Verdampfen von Wasser und leichtflüchtigen Produkten	0	0	0	0
		1	0	1	0
AGG 7: Zementfixierte Abfälle in Betonbehältern	Verdampfen von Wasser und leichtflüchtigen Produkten	0	0	0	0
		1	0	1	0
AGG 8: Abfälle in Gussbehältern.	a) Freisetzung in Behälter-Atmosphäre	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$7,3 \cdot 10^{-7}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-7}$
	b) Freisetzung aus Behälter über Leckrate	$4,0 \cdot 10^{-2}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$6,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-5}$

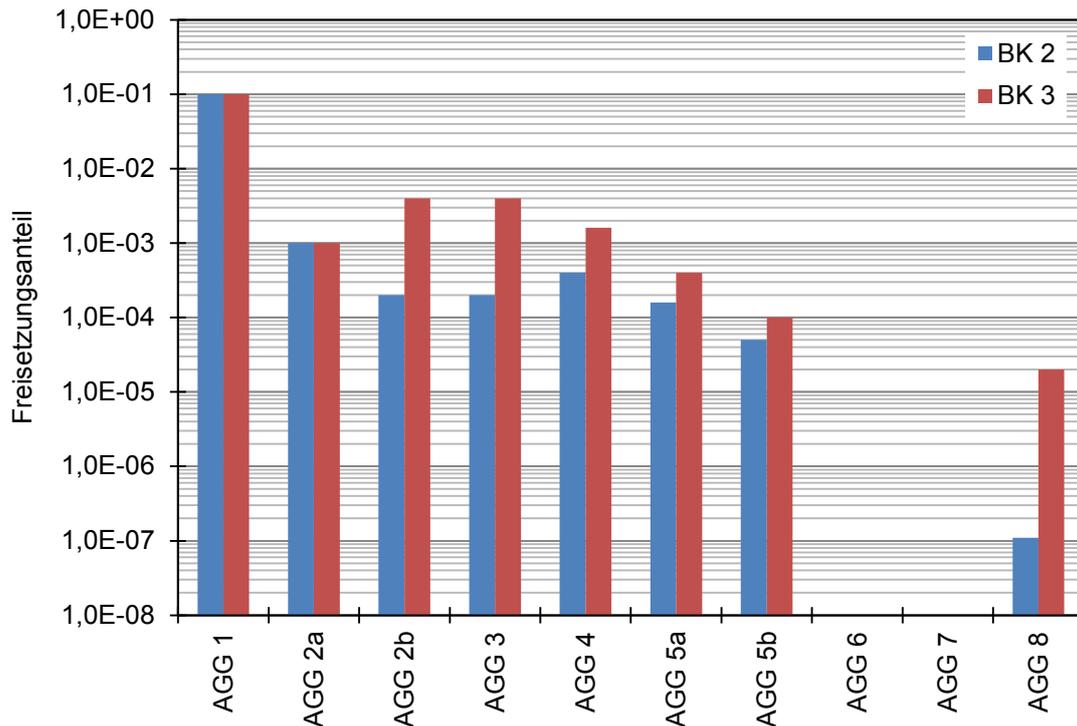


Abb. 4.2 Thermisch bedingte Freisetzunganteile nach /GRS 91a/ für sonstige Radionuklide bei der niedrigsten mechanischen Einwirkungsklasse (35 km/h), Belastungsklasse BK 2 (30 min Brand, 800 °C) und BK 3 (60 min Brand, 800 °C)

AGG 1: bituminierte Abfälle in SC

Es wird unterstellt, dass der Gebindeinhalt schmilzt, aus dem beschädigten Behälter austritt und offen verbrennt. Aus dem Spektrum experimentell bestimmter Freisetzungsteile beim Verbrennen wird ein oberer – für Transportunfallszenarien als abdeckend betrachteter – Freisetzungsteil von 10 % angesetzt. Ausgenommen von diesem Freisetzungsteil sind H-3, C-14 und Halogene, für die eine vollständige Freisetzung bei der Verbrennung angenommen wird.

AGG 2: unfixierte, nicht kompaktierbare metallische und nichtmetallische Abfälle in SC

Da sich die Definition der Abfallgebindegruppe 2 an der Definition der Abfallproduktgruppe 2 nach /BFS 10/ orientiert, muss mit maximal 1 % brennbarem Abfallanteil gerechnet werden, was die Freisetzungsteile durch Verbrennen gegenüber AGG 1

entsprechend herabsetzt. Die zusätzlichen Beiträge durch Sublimation und Verdampfen basieren auf Wärmetransportrechnungen, die konservativ für metallische Inhaltsstoffe bestimmt wurden. Metalle können bei AGG 2 nur einen Teil des Inhalts ausmachen.

AGG 3: metallische Abfälle in SC

Bei dieser Abfallgebindegruppe kommen nur die Freisetzungsprozesse Sublimation und Verdampfen in Frage. Es werden die für AGG 2 für metallische Inhaltstoffe bestimmten Freisetzungsteile übernommen.

AGG 4: kompaktierte Abfälle (Presslinge)

Hier wird Pyrolyse als potenziell dominierender Freisetzungsprozess unterstellt, für den aus experimentellen Daten entsprechende Freisetzungsteile der einzelnen Nuklidgruppen abgeleitet wurden.

AGG 5: zementfixierte Abfälle in SC

Die Freisetzungsteile für die Prozesse Verdampfen und Pyrolyse basieren auf experimentellen Untersuchungen, bei denen die Eindringtiefen verschiedener Isothermen in zementierte Abfallgebinde analysiert wurden. Diese Werte wurden anschließend konservativ auf typische Gebindegrößen übertragen.

AGG 6 und 7: Bituminierte und zementfixierte Abfälle in Betonbehältern

Bei unbeschädigten bzw. leicht beschädigten Behältern wird von der hohen wärmeisolierenden Wirkung des Behälterkörpers Kredit genommen, so dass lediglich bei einem einstündigen Brand für C-14 und Halogene konservativ eine Freisetzung unterstellt wird.

AGG 8: Abfälle in Gussbehältern

Die Freisetzungsanteile basieren auf numerischen Analysen für verschiedenen Abfallproduktgruppen und Nuklidgruppen. Dabei wurden die interne Freisetzung durch die Erwärmung im Behälter und anschließend das Ausströmen über die Deckeldichtung (Leckagerate oberhalb der spezifizierten Dichtheit) berechnet. Für jede Nuklidgruppe wurde schließlich die jeweils hinsichtlich der Freisetzung ungünstigste Abfallproduktgruppe gewählt

4.3.1.2 Arbeiten bei Nirex

Bei Nirex (UK) sind seit 1988 mehrere Experimentserien durchgeführt worden, die sich mit der Freisetzung radioaktiver Stoffe aus schwach- und mittelradioaktiven Abfällen bei Brandeinwirkung befassen /BAR 00/, /TUR 00/. Dabei wurden sowohl kleine als auch realskalige Proben in Öfen und zum Teil auch in einhüllenden Bränden unterschiedlichen Temperaturen (bis 1000 °C) ausgesetzt. Die untersuchten Abfallarten waren sowohl zementierte Abfälle (Schlämme, Harze, kompaktierte Hüllrohre etc.) als auch Presslinge unterschiedlicher Zusammensetzung. Im Folgenden werden zunächst die wesentlichen Ergebnisse nach Abfallarten sortiert zusammengefasst. Im Anschluss werden die daraus von Nirex abgeleiteten Ansätze zur Quantifizierung der potenziellen Aktivitätsfreisetzung aus Abfällen bei Brandeinwirkungen erläutert.

Zementierte Abfälle

Es wurden Versuche mit unterschiedlichen Proben durchgeführt. Die variierten Parameter der Abfallproben waren

- Durchmesser 8 cm bis 80 cm (500 l-Fass)
- Zementierte Inhalte (Schlämme, Harze, Flockungsmittel und Hüllrohrabschnitte)
- Aktivität (realer Abfall und künstliche Kontamination).

Es wurden Versuche mit kontrollierter Erhitzung im Ofen (300 °C – 1000 °C) und mit Brandeinhüllung (2 – 6 h Branddauer) durchgeführt. Bei den Versuchen wurden im Wesentlichen zwei Freisetzungsprozesse beobachtet:

- Ausgasung von Porenwasser aus der Zementmatrix und

- Verdampfen von chemischen Elementen.

Der Prozess des Ausgasens von Porenwasser führt zu einem Mitriss von anderen chemischen Elementen abhängig von deren Löslichkeit und Flüchtigkeiten. Während dieses Prozesses verharrt die Temperatur im Abfall etwa bei 100 °C. Die thermische Leitfähigkeit wird dadurch in den betroffenen Bereichen merklich herabgesetzt. Die Änderung dieser wie auch anderer physikalischen Stoffeigenschaften (Dichte, Porenvolumen, Wärmekapazität etc.) wurde parallel in Abhängigkeit von der Erhitzung erfasst (bis 200 °C).

In höheren Temperaturbereichen (ab etwa 500 °C) schließt sich dann eine temperaturabhängige Freisetzung durch Verdampfen der verschiedenen chemischen Elemente an. Begünstigt wird die Freisetzung durch die Bildung feiner Risse in der Zementmatrix in Folge des Wasserverlustes. Letzterer führt nach anfänglicher thermischer Expansion schließlich auch zu einem Schrumpfen des Abfallkörpers mit Spaltbildung an der Abfallbehälterwand.

Generell zeigt sich eine deutlich Abhängigkeit der Freisetzungsteile von der Flüchtigkeit und Löslichkeit der Elemente. Darüber hinaus zeigte sich insbesondere bei den zementierten Metallabfällen eine deutlich höhere Freisetzung bei künstlicher Kontamination im Vergleich zu realen aktiven Hüllrohrabschnitten (mehrerer Größenordnungen).

Abhängigkeiten der Freisetzungsteile von der Temperatureinwirkung konnten vor allem bei Cs und zum Teil auch bei Sr und Ru beobachtet werden. Umgekehrt wurde eine Abnahme der Freisetzbarkeit mit zunehmender Aushärtung der Zementmatrix nur bei anderen Nukliden als Cs und Ru beobachtet.

Die Freisetzungsteile der meisten Nuklide lagen typischerweise im Bereich von 10^{-4} bis 10^{-6} . Hierbei zeigte sich eine Abhängigkeit von der Löslichkeit der Nuklide bzw. der chemischen Verbindung der Nuklide. Bei Versuchen mit einer Erhitzung auf bis zu 1000 °C traten bei Nukliden wie Cs-137 und Ru-106 auch Freisetzungsteile im Prozentbereich auf. Bei realen Brandszenarien sind solche Temperaturen jedoch nur in einem dünnen Randbereich zu erwarten, so dass integral kleinere maximale Freisetzungsteile resultieren würden.

Metalle

Im Rahmen der Versuche mit zementierten Abfällen bzw. Abfallsimulaten wurden auch nicht zementierte Metallstreifen untersucht, die vorab durch Benetzung mit einer Flüssigkeit mit einem Spektrum aus 7 Radionukliden kontaminiert wurden. Für die künstliche Kontamination wurden nahezu alle Nuklide bis auf (H, Cl, I und Ag) in Form von Oxiden aufgebracht. Der maximale Freisetzungsfaktor bei der stärksten Erhitzung im Ofen (450 °C) wurde mit etwa $4 \cdot 10^{-5}$ bei Ru-106 beobachtet, gefolgt von Cs-137 mit $9 \cdot 10^{-6}$. (Anmerkung: Möglicherweise kam es unter den Versuchsbedingungen zur Bildung des leicht flüchtigen Ruthenium(VIII)-oxids (RuO_4); ansonsten besitzt Ruthenium als Element der Platin-Gruppe eine sehr hohe Schmelz- und Siedetemperatur von 2330 °C bzw. 4150 °C.)

Harze

Eine weitere Abfallart, die bei den Versuchsserien auch unzementiert untersucht worden ist, ist Ionentauscherharz. Bei kleinen Proben zeigte sich vor allem bei Cs-137 eine deutliche Temperaturabhängigkeit des Freisetzunganteils ($2 \cdot 10^{-5}$ bei 300 °C und $1,6 \cdot 10^{-3}$ bei 1000 °C), während der Temperatureffekt bei Co-60 um eine Größenordnung niedriger und bei anderen Nukliden wie Sr-90 und Am-214 nicht erkennbar war. Bei einer großen Probe (500 l-Fass) in einem 3,5-stündigen Lachenbrand wurde nur in den stark aufgeheizten äußeren Schichten eine Rissbildung beobachtet.

Presslinge

Es wurden unterschiedliche Typen von Mischabfällen in Form von Presslingen (kompaktierte 200 l-Fässer) untersucht, wobei sowohl inaktive Versuche zum physikalischen Verhalten bei Brandeinwirkung als auch Versuche mit gezielt kontaminierten Abfällen zur Bestimmung von nuklidspezifischen Freisetzunganteilen durchgeführt wurden. Es zeigte sich, dass bei dieser Art der Konditionierung ein selbsterhaltender Brand ohne Stützfeuer ausgeschlossen werden kann. Der Temperaturentstehung im Pressling und der resultierende Freisetzungprozess werden auch hier maßgeblich von der Verdunstung von im Abfall gebundenem Wasser bestimmt.

Die nuklidspezifischen und temperaturabhängigen Freisetzunganteile zeigen erwartungsgemäß Abhängigkeit von der kompaktierten Abfallart, liegen jedoch in vergleichbaren Größenordnungen. Bei äußeren Heiztemperaturen bis zu 1000 °C über mehrere

Stunden traten unerwartet mit knapp 2 % für Ru höhere Freisetzungsteile als beispielsweise für Cs auf, wofür keine befriedigende Erklärung vorliegt. Bei schwer flüchtigen und löslichen Elementen zeigte sich keine Temperaturabhängigkeit der Freisetzung, so dass hier als wesentlicher Freisetzungsprozess der Mitriss von feinen Partikeln mit dem ausgasenden Wasserdampf zu unterstellen ist.

Allgemeine Aussagen

Neben den beschriebenen Freisetzungsprozessen wurde immer wieder ein anfänglicher kurzer, niedriger Freisetzungspuls beobachtet, der auf den Mitriss von losen Partikeln zurückgeführt wurde.

Klassierte Freisetzungsteile

Bei den verschiedenen Versuchsserien zeigte sich generell ein ähnlicher Trend hinsichtlich der Freisetzungsteile verschiedener Elemente bzw. Nuklide. Vereinfacht lässt sich das Ergebnis folgendermaßen darstellen, wobei hier die üblicherweise höhere Flüchtigkeit von Cäsium gegenüber Ruthenium verwendet wird:



Ausgehend von der elementspezifischen Auswertung der einzelnen Versuchsserien und einer zusätzlichen Sortierung von Elementen hinsichtlich Löslichkeit und Flüchtigkeit wurden in Tab. 4.8 insgesamt 6 Elementgruppen definiert /BAR 00/, /NIR 00/. Hierbei wurden lediglich die elementaren Formen ohne Berücksichtigung typischer chemischer Verbindungen in Abfällen zu Grunde gelegt, was die Belastbarkeit der Gruppierung einschränkt. Die erste der so definierten Gruppen davon entspricht dabei mit H, C, S, Cl, Se, I etwa der Definition in /GRS 91b/ während die sonstigen Nuklide der Transportstudie Konrad dort weiter unterteilt werden.

Mit diesem Schema der thermischen Flüchtigkeit wurden in /NIR 00/ Freisetzungsteile für typische Gebindetypen (Characteristic Group CG) abgeleitet (Tab. 4.9), die einem einstündigen Brand von bis zu 1000 °C ausgesetzt sind. Für typische Abfälle in den Charakteristischen Gruppen CG 1 bis CG 3 werden die Freisetzungsteile auf der Grundlage von umfangreichen Tests angegeben. Die Freisetzungsteile der anderen

Charakteristischen Gruppen CG 4 bis CG 7 sind mit Hilfe von Ähnlichkeitsbetrachtungen abgeleitet.

Tab. 4.8 Gruppeneinteilung chemischer Elemente hinsichtlich ähnlicher Freisetzbarkeit bei thermischer Einwirkung (nach /NIR 00/)

Gruppe	Dampfdruck (bar) bei 1000 °C	Elemente
I	> 1	H, C, S, Cl, Se, I
II	$1 - 10^{-3}$	Sn, Sb, Te, Cs, Po
III	$10^{-3} - 10^{-7}$	Be, Zn, Mo, Ru, Ag, Ba, Eu, Pb, Ra
IV	$10^{-8} - 10^{-11}$	Ca, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Sr, Pd, U
V	$10^{-12} - 10^{-15}$	Y, Zr, Ce, Np, Pu, Am, Cm
VI	$< 10^{-16}$	Nb, Tc, Pm, Sm, Ta, Th, Pa

Bei der Ableitung der Freisetzungsteile wurde in /NIR 00/ keine explizite Berechnung von Temperaturprofilen in den Gebinden vorgenommen. Dies geschah in /BAR 03/, wo die mit einem Wärmeleitungsprogramm berechneten Temperaturprofile im Abfall während des Feuers verwendet wurden, um die Freisetzung zu berechnen. Die Anwendungsrechnungen in /BAR 03/ zeigten die enorme Bedeutung der Verwendung von Zement zur Abfallfixierung als thermischer Isolator zur Unterdrückung der Aufheizung des Abfallbereichs. Abb. 4.3 zeigt im Vergleich die erheblich geringeren abgeleiteten Freisetzungen für Elementgruppe 2, die das Element Cäsium enthält. Für die Charakteristische Gruppe 3 (500 l-Stahlfass mit zementiertem Ringraum, Abb. 4.4) ist die zusätzliche Isolationswirkung von zementiertem Abfall und Zementfüllung im Außenbereich um den Abfall herum besonders wirksam und führt zur geringsten thermisch bedingten Freisetzung.

Tab. 4.9 Freisetzungsanteile von Elementgruppen aus verschiedenen Abfallgebindetypen (Characteristic Groups, CG) durch thermische Einwirkung (nach /NIR 00/)

Elementgruppe	Gebindegruppen						
	CG 1	CG 2	CG 3	CG 4	CG 5	CG 6	CG 7
	500 l Fass	500 l Fass	500 l Fass, zementierte Randzone	3 m ³ Container	3 m ³ Fass	4 m Container	2 und 4 m Container
	Schlämme Harze	Feste Mischabfälle	Presslinge	Feste Mischabfälle	Schlämme, Harze	Zementierte Abfälle	LLW Presslinge
I	1	1	1	1	1	1	1
II	$2,5 \cdot 10^{-1}$	$4,6 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$4,6 \cdot 10^{-3}$	$2,5 \cdot 10^{-1}$	$7,4 \cdot 10^{-4}$	$4,3 \cdot 10^{-3}$
III	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$4,6 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$4,6 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$7,4 \cdot 10^{-4}$	$4,3 \cdot 10^{-3}$
IV	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$6,0 \cdot 10^{-5}$	$1,9 \cdot 10^{-5}$	$6,0 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$5,9 \cdot 10^{-5}$	$3,8 \cdot 10^{-5}$
V	$3,4 \cdot 10^{-4}$	$3,5 \cdot 10^{-5}$	$3,6 \cdot 10^{-6}$	$3,5 \cdot 10^{-5}$	$3,4 \cdot 10^{-4}$	$6,5 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-6}$
VI	$3,4 \cdot 10^{-4}$	$3,5 \cdot 10^{-5}$	$3,6 \cdot 10^{-6}$	$3,5 \cdot 10^{-6}$	$3,4 \cdot 10^{-4}$	$6,5 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-6}$

Die berechnete maximale Temperatur im Bereich der „super-kompaktierten“ Abfallpresslinge aus getrockneten Magnox-Schlämmen bleibt nach einem Brand von einer Stunde Dauer bei 1000 °C unter 90 °C /BAR 03/. Der Temperaturanstieg bleibt hier nochmals deutlich unter den Werten, die in /BAR 03/ für ein 500 l-Fass gefüllt mit zementierten Magnox-Schlämmen angegeben werden (Abb. 4.5, Abb. 4.6).

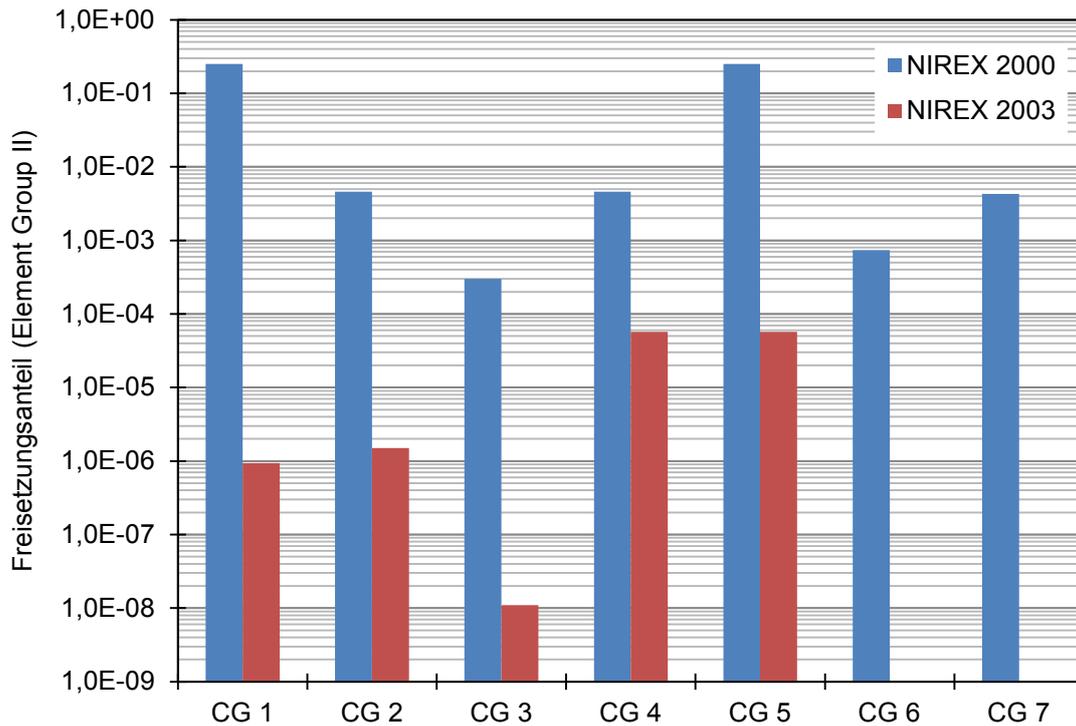


Abb. 4.3 Thermisch bedingte Freisetzungsteile nach /NIR 00/ (Nirex 2000; CG 1 bis 7) und /BAR 03/ (Nirex 2003; CG 1 bis 5) für Elementgruppe 2 (Cäsium)

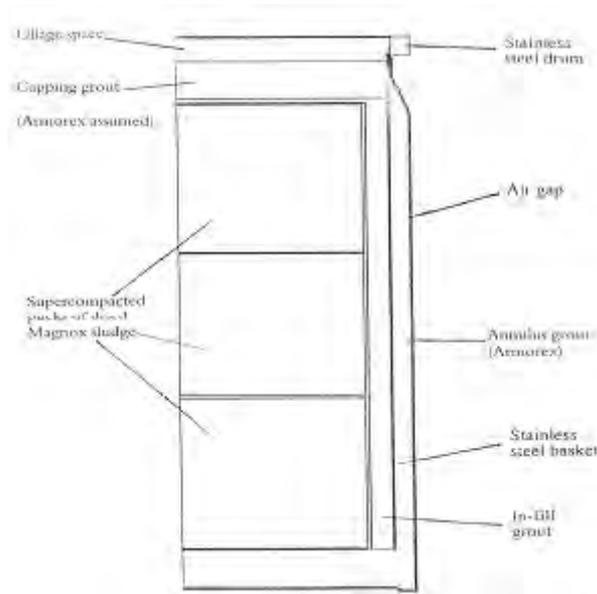


Abb. 4.4 Querschnittszeichnung mit einem im Ringraum zementierten 500 l-Fass /BAR 03/.

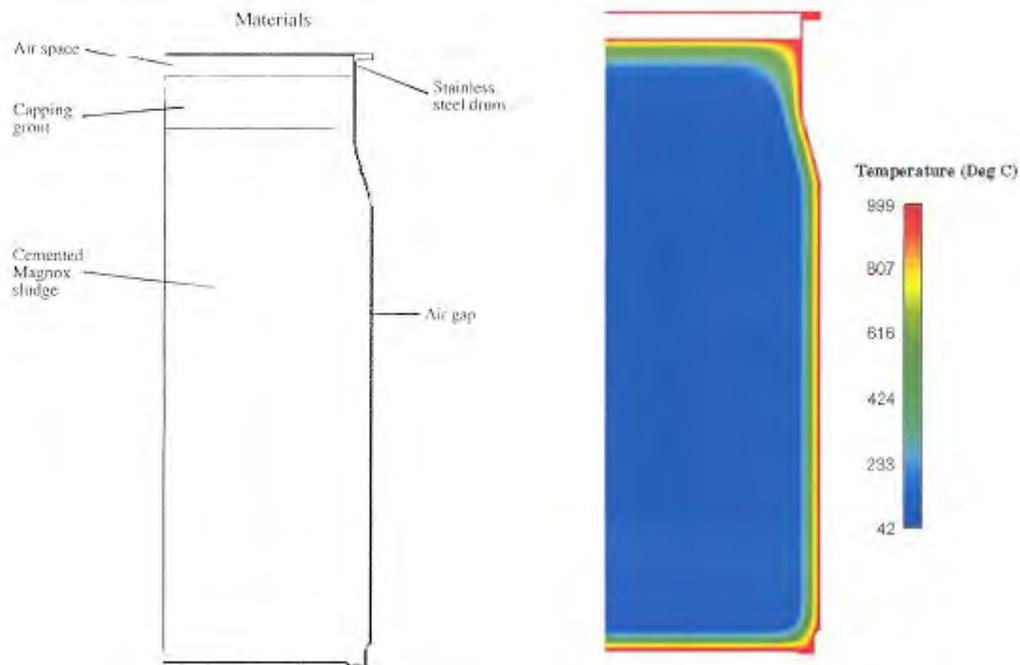


Abb. 4.5 Berechnetes Temperaturfeld (rechts) für ein 500 I-Fass (links) /BAR 03/.

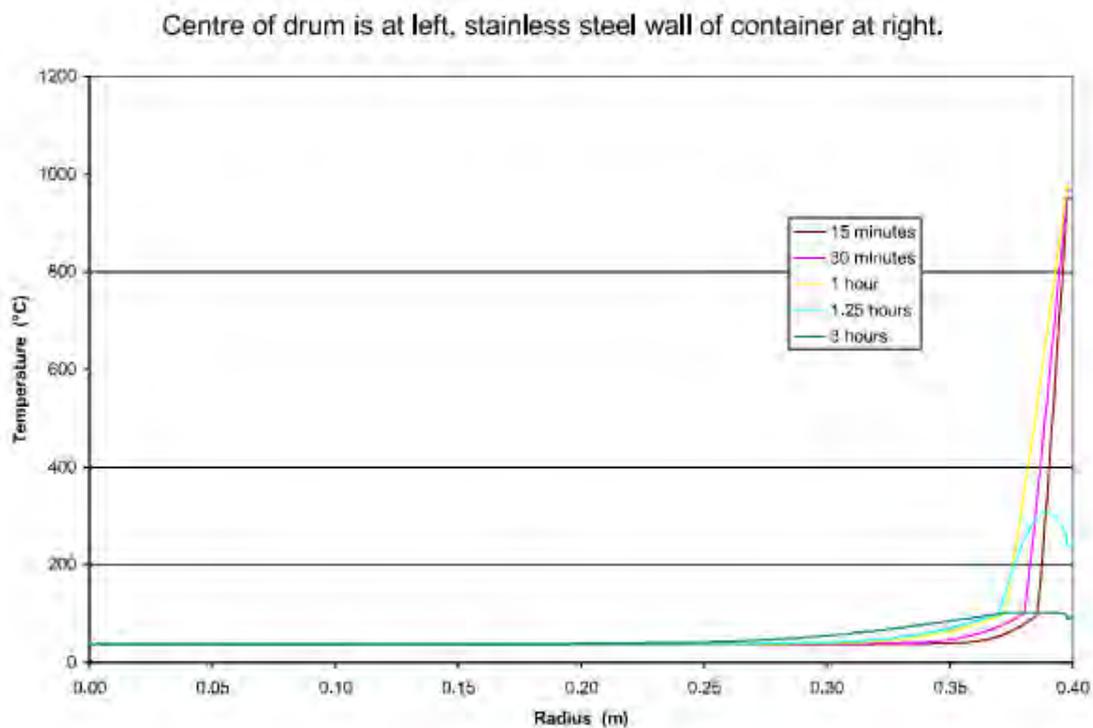


Abb. 4.6 Berechnete Temperaturprofile für ein 500 I-Fass /BAR 03/.

Vergleicht man die Freisetzungsanteile von Nirex aus 2000 in Tab. 4.9 (Abb. 4.3) mit den Freisetzungsanteilen ähnlicher Gebindetypen aus TSK 1991 in Tab. 4.7 (Abb. 4.2),

so erkennt man, dass sich die Werte für die Elementgruppen I bis III in ähnlichen Größenordnungen bewegen. Die größten Unterschiede bestehen für die Nuklidgruppen IV bis VI, die nach Nirex deutlich niedrigere Freisetzungsteile haben als die integrale Gruppe „sonstige Nuklide“ nach /GRS 91a/ und /GRS 10/. Hier besteht somit ein deutliches Potenzial, Konservativitäten abzubauen.

4.3.1.3 Arbeiten bei ISTec

Mehrere umfangreiche Freisetzungsexperimente wurden in den letzten Jahren von ISTec zusammen mit dem Bundesamt für Strahlenschutz durchgeführt und veröffentlicht /BOE 04/, /BOE 05/, /BOE 06/. Diese umfassen Experimentserien mit einer Aufheizung und/oder Verbrennung verschiedener Abfallformen oder von Abfallsimulaten. Hierbei wurde die Freisetzung verschiedener chemischer Elemente in Abhängigkeit von der thermischen Einwirkung und der Abfallform analysiert. Generell ist bei diesen Versuchen eine recht große Streuung der Messdaten erkennbar (Abb. 4.7). Die Ergebnisse dieser Untersuchungen weisen jedoch insgesamt auf einen überschätzenden Charakter der in früheren Analysen wie der Transportstudie Konrad von 1991 verwendeten thermischen Freisetzungsteile hin.

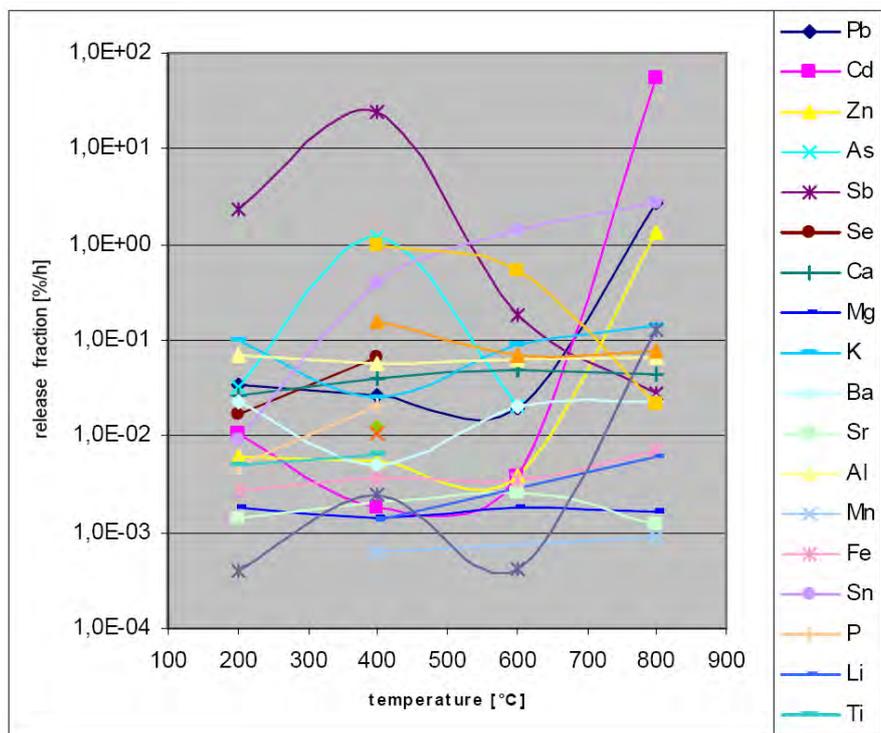


Abb. 4.7 Experimentell bestimmte temperaturabhängige Freisetzungsfaktoren verschiedener chemischer Elemente aus Mischabfall /BOE 06/

4.3.1.4 Arbeiten der GRS

Berechnung der Freisetzung

Das Modell einer thermischen Freisetzung unterstellt, dass die Freisetzung von Spezies in erster Linie durch eine temperaturabhängige Freisetzungsratenkonstante $k(T)$ beschrieben werden kann, die im Allgemeinen experimentell bestimmt werden muss. Diese Freisetzungskonstante umfasst den Verdampfungs- und Transportvorgang.

Bei der Beschreibung des Masseverlusts dm durch Verdampfung geht man von einer vorhandenen Masse m und der Freisetzungsratenkonstante k aus

$$dm = -m k dt \quad (4.2)$$

Die zeitliche Integration ergibt $m = m_0 e^{-k t}$. Die freigesetzte Masse ist das Integral der Masseverlustrate

$$\dot{f} = - \frac{dm}{dt} = m_0 k e^{-k t} \quad (4.3)$$

Das Integral der Masseverlustrate über ein Zeitintervall von 0 bis t_1 ergibt

$$f(t_1) = \int_0^{t_1} m_0 k e^{-k t} dt = m_0 (1 - e^{-k t_1}) \quad (4.4)$$

Bei der numerischen Bearbeitung für eine Reihe von Zeitintervallen erfolgt die Korrektur des zu Beginn jedes Zeitintervalls noch vorhandenen Masseanteils durch Abzug der kumulierten Freisetzungsteile $F_i = 1 - f_i$.

Somit wird die transiente Freisetzung von radioaktiven Spezies i für jede Zone des Rechengebiets (hier Abfallkörper) durch die folgende Gleichung beschrieben:

$$FR_i = F_i [1 - \exp(-k_i \Delta t)] \quad (4.5)$$

mit

FR_i freigesetzter Anteil der Spezies i im Zeitintervall Δt F_i Anteil der Spezies i , der zu Beginn des Zeitintervalls Δt in der betrachteten Zone vorliegt

k_i temperaturabhängiger Freisetzungskoeffizient in min^{-1}

Δt Zeitintervall in min

Erfolgt die Berechnung der Freisetzung aus einem Bereich mit vielen Kontrollvolumen $vol(i,j)$, wird ein volumengewichteter Freisetzungsteil gebildet, wobei eine homogene Verteilung der betrachteten Spezies vorausgesetzt wird

$$fvcv(i,j) = f1 \cdot vol(i,j) / vol_{gesamt} \quad (4.6)$$

Durch Summation der mit obiger Formel (4.5) berechneten Freisetzungsteile über alle Zonen des Rechengebiets und alle Zeitintervalle der Freisetzung erhält man den integralen Freisetzungsteil der jeweiligen Spezies.

Die für die Freisetzung aus einer Modellzone relevante Temperatur wird durch räumliche Mittelung der mit dem Programm HEATING /ORN 98/ berechneten Temperaturen an den vier nächsten Gitterknoten in der HEATING-Diskretisierung und durch zeitliche Mittelung über aufeinander folgende Temperaturwerte der mit äquidistantem Zeitschritt ausgegebenen Temperaturverteilungen berechnet. Einzelheiten der Temperaturberechnung werden an einem Beispiel weiter unten erörtert.

In der vorliegenden Untersuchung wurden empirische Ansätze für die temperaturabhängigen Freisetzungskoeffizienten von Cäsium und Kobalt verwendet, worauf im Folgenden näher eingegangen wird.

Freisetzungsraten für Cäsium und Kobalt

Es existiert eine große Datenbasis für Freisetzungsraten von Spaltprodukten aus bestrahltem Kernbrennstoff, die aus Experimenten mit einer großen Bandbreite von Versuchsbedingungen stammen und dazu dienen sollen, die Berechnung der Freisetzung bei Unfallanalysen in Leichtwasserreaktoren zu ermöglichen. Eine Übersicht der weltweit durchgeführten Untersuchungsprogramme wird im State-of-the-Art-Report /WRI 94/ gegeben. Unter den vielen sei hier der Bericht NUREG-0772 /NUR 81/ hervorgehoben, sowie die Datenbasis des MELCOR-Programms mit den verschiedenen CORSOR-Modelloptionen /RAM 90/. Von besonderem Wert für die im Folgenden gezeigten Untersuchungen erwiesen sich die Korrelationen aus den japanischen Versuchen der VEGA-Versuchsserie /HID 02/, von denen in Abb. 4.8 die Freisetzungsraten für Cäsium aus den Versuchen VEGA-1 und VEGA-2 im Vergleich mit Korrelationen der CORSOR-Modelle zu sehen sind.

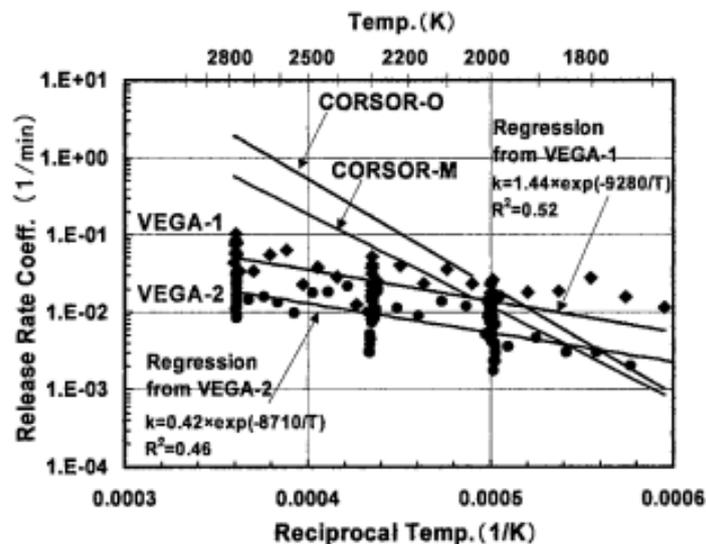


Abb. 4.8 Freisetzungsrates für Cäsium aus VEGA Versuchen /HID 02/

Es ist anzumerken, dass die Korrelation aus dem Versuch VEGA-1 für einen Gasdruck von 1 bar gewonnen wurde und keine Beschränkung hinsichtlich des Temperaturbereichs genannt wird. Gleichwohl war die mittels online über Gamma-Strahlung gemessene Freisetzung von Cäsium erst oberhalb von 1350 °C nachweisbar. Die genannten Korrelationen aus MELCOR und von NUREG-0772 gelten für Temperaturbereiche oberhalb von 900 °C bzw. 1000 °C.

Die Freisetzung von Radionukliden aus radioaktiven Metallabfällen im thermischen Lastfall wurde in Experimenten im technischen Maßstab untersucht und für die Nuklide Cs-137 und Co-60 veröffentlicht /BOE 05/. Bei diesen Experimenten wurden 200 I-Fässer mit radioaktivem Metallschrott gefüllt und für eine Stunde in einem Induktionsofen auf bis zu 800 °C aufgeheizt. Der Abgasstrom wurde über Glasfaser-Filter geleitet, die anschließend mittels Gammaskopie analysiert wurden. Die integral nachgewiesenen Anteile der Anfangsaktivität in den Fässern für die Nuklide Cs-137 und Co-60 wurden für die folgenden Untersuchungen in konstante Freisetzungsraten über 60 Minuten umgerechnet. In Abb. 4.9 sind die Cs-137-Freisetzungsraten aus sieben verschiedenen Fässern /BOE 05/ zusammen mit den Korrelationen aus dem Test VEGA-1 sowie aus dem Berichte NUREG-0772 und den Rechenmodellen CORSOR und CORSOR-M dargestellt.

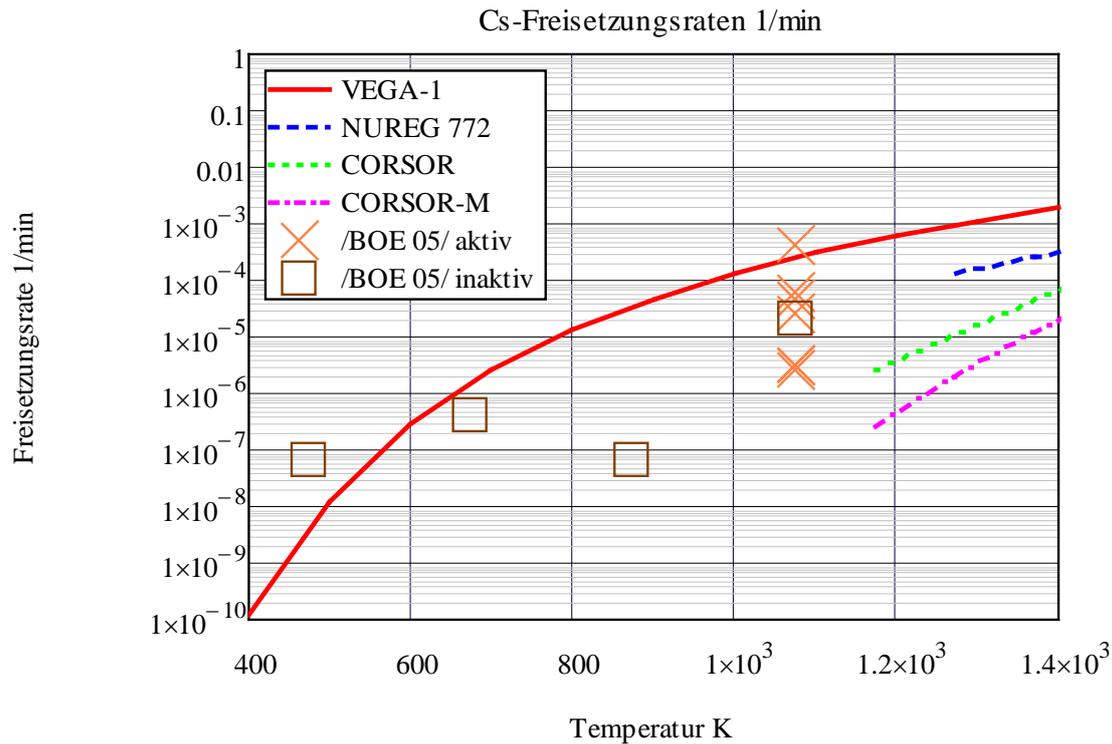


Abb. 4.9 Vergleich empirischer Freisetzungsraten für Cäsium

Die aus /BOE 05/ abgeleiteten Werte der Freisetzungsraten für Cäsium sind gut vereinbar mit der empirischen Freisetzungsfunktion, die nach /HID 02/ (VEGA-1) temperaturabhängig berechnet wurde. Die verwendete Gleichung der Freisetzungsraten k_{Cs} gibt den Anteil des aktuell vorhandenen Inventars an, der während einer Minute freigesetzt wird:

$$k_{Cs} = 1,44 \exp(-9280/T) \quad (4.7)$$

wobei T die absolute Temperatur in Kelvin ist. Die Ratengleichung für k_{Cs} nach /HID 02/ wird im Folgenden für die nachfolgende Berechnung der Cäsium-Freisetzung bei der thermischen Belastung von Abfällen im Brandfall herangezogen.

Da für Kobalt keine analoge Ratenbeziehung vorliegt, wird bei den Freisetzungsberechnungen für das schwerflüchtige Kobalt die Näherung $k_{Co} = 0,01 k_{Cs}$ unter Berücksichtigung der Freisetzungsmessungen von /BOE 05/ an Kobalt verwendet (Abb. 4.10).

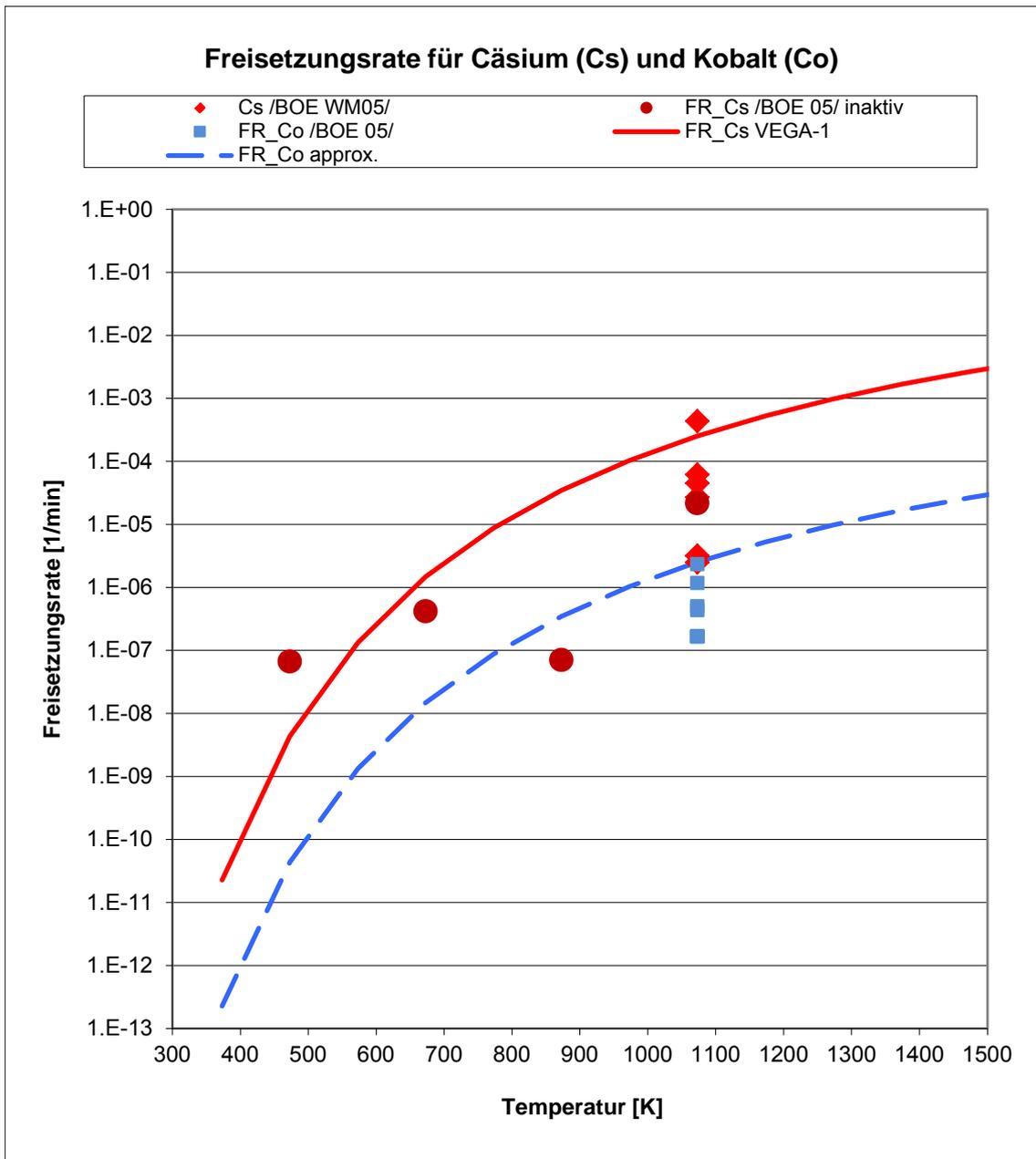


Abb. 4.10 Temperaturabhängige Freisetzungsrates für Cäsium und Kobalt

Für die Freisetzungsberechnung von Cäsium und Kobalt werden die temperaturabhängigen Freisetzungsrates an den Knoten der Ortsdiskretisierung im Abfallgebinde nach einer transienten Wärmeübertragungsberechnung mit HEATING zeitlich integriert.

Berechnung der Behältertemperatur mit HEATING

Für Detailanalysen der thermischen Einwirkung auf Abfallgebinde stand das Rechenprogramm HEATING Version 7.3 /ORN 98/ in der PC-Version als Quellprogramm zur

Verfügung. Das Rechenprogramm HEATING kann stationäre oder transiente Wärmeübertragung in ein-, zwei- oder dreidimensionalen kartesischen, zylindrischen oder sphärischen Koordinaten lösen. Das Modellgebiet kann aus verschiedenen Materialien bestehen, die jeweils durch ihre Wärmeleitfähigkeit, Dichte und spezifische Wärme mit Konstanten oder zeit- und temperaturabhängig anzugeben sind. Innere Wärmequellen und Temperaturrendbedingungen können zeit- und ortsabhängig angegeben werden. Die Randbedingungen können zwischen Oberflächen und Umgebung, gegenüberliegenden Oberflächen oder mittels vorgegebener Oberflächentemperatur beschrieben werden, wobei eine beliebige Kombination aus vorgegebenem Wärmefluss, Zwangskonvektion, freier Konvektion und Strahlungsaustausch gewählt werden kann. Die Diskretisierung des Rechengebietes kann für jede Koordinatenachse unterschiedlich mit gebietsweise angepasster Auflösung festgelegt werden.

Eine Einschränkung besteht darin, dass alle Oberflächen eines Modells parallel zu den entsprechenden Koordinatenachsen sein müssen, was die Modellierung komplexer Geometrien erschwert und zu Vereinfachungen zwingt. Bei Approximationen der Modellgeometrie können im Allgemeinen die Wärmekapazität, Oberfläche und Wärmetransportpfad nicht simultan in gleicher Güte abgebildet werden.

Bei allen Anwendungsrechnungen in diesem Vorhaben wurden 2D-Diskretisierungen verwendet, für Modellgeometrien mit quaderförmigen Objekten wurde eine x - z -Diskretisierung und für zylindrische Körper eine r - z -Diskretisierung gewählt.

Für die Berechnungen mit HEATING wurden die äußeren Temperaturrendbedingungen für ein umschließendes Feuer mit 800 °C angenommen. Die mit HEATING berechnete transiente Temperaturverteilung im Bereich der Abfallstoffe wurde danach benutzt, um die thermisch bedingte Freisetzung von Cäsium und Kobalt zeitabhängig zu berechnen.

Beispielhaft wird hier die geometrische Modellierung eines Fassstahlcontainers (FSC) wiedergegeben. Die äußeren Maße ($L \times B \times H$) ($3000 \times 1700 \times 1400 \text{ mm}^3$) eines FSC sind als Horizontalschnitt des Behälters in Abb. 4.11 wiedergegeben. Im quaderförmigen Innenvolumen des Behälters sind 14 200 I-Fässer in zwei Lagen mit Beton vergossen. Diese können mit radioaktiv kontaminierten Presslingen aus Metall und Kunststoff oder mit zementierten Mischabfällen beladen sein. Für die Rechnungen in einer 2-dimensionalen x - z -Geometrie mit HEATING werden die zylindrischen Fässer als Quader gleicher Querschnittsfläche dargestellt, die in einer quaderförmigen Umhau-

sung aus Stahlblech stehen. Die geometrischen Vereinfachungen wurden gewählt, um den Zeitaufwand der Vor- und Nachbereitung der Freisetzungsberechnungen zu begrenzen. Diese Modellierung unterstellt eine in der dritten Dimension (senkrecht zur Darstellungsebene) gleichartige Fortsetzung. Die erhöhte thermische Belastung im Bereich der beiden Stirnflächen, wo ein zusätzlicher seitlicher Wärmeeintrag erfolgt, wird mit einem Erhöhungsfaktor $5/3$, angewendet auf die berechnete Freisetzung, berücksichtigt.

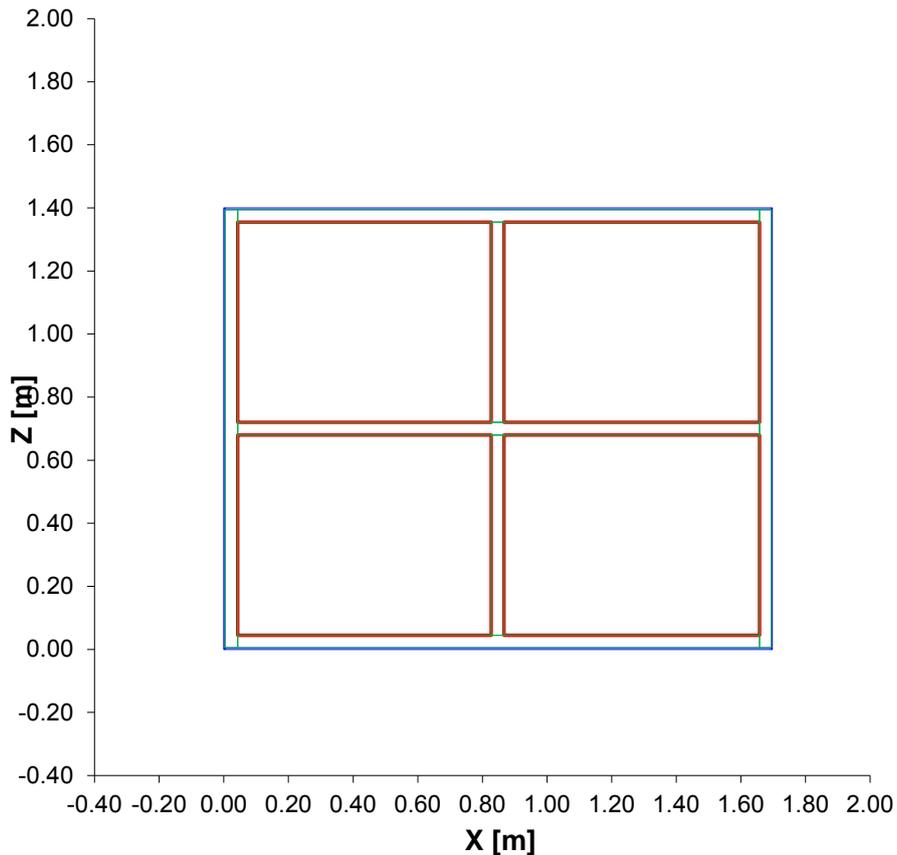


Abb. 4.11 Vertikaler Schnitt durch einen Faszstahlcontainer FSC mit vier näherungsweise abgebildeten Abfallbereichen (200 I-Fässer)

Die Randbedingungen wurden für die Längsseiten und die Oberseite des Behälters zeitabhängig vorgegeben, während für die Behälterunterseite ein Kontakt mit einer Fläche konstanter Temperatur (z. B. Hallenboden) angenommen wurde. Es wurde ausschließlich die Abfallart Mischabfall unterstellt, für die vereinfachend konstante Stoffwerte mit Wärmeleitfähigkeit $1 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$, Dichte $1300 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ und spezifische Wärme $1840 \text{ J}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ verwendet wurden. Die berechnete Temperaturverläufe im oberen Be-

reich für ein 200 I-Fass im linken oberen Quadranten eines Fassstahlcontainers FSC mit vier Abfallbereichen (200 I-Fässer) sind in der Abb. 4.12 dargestellt.

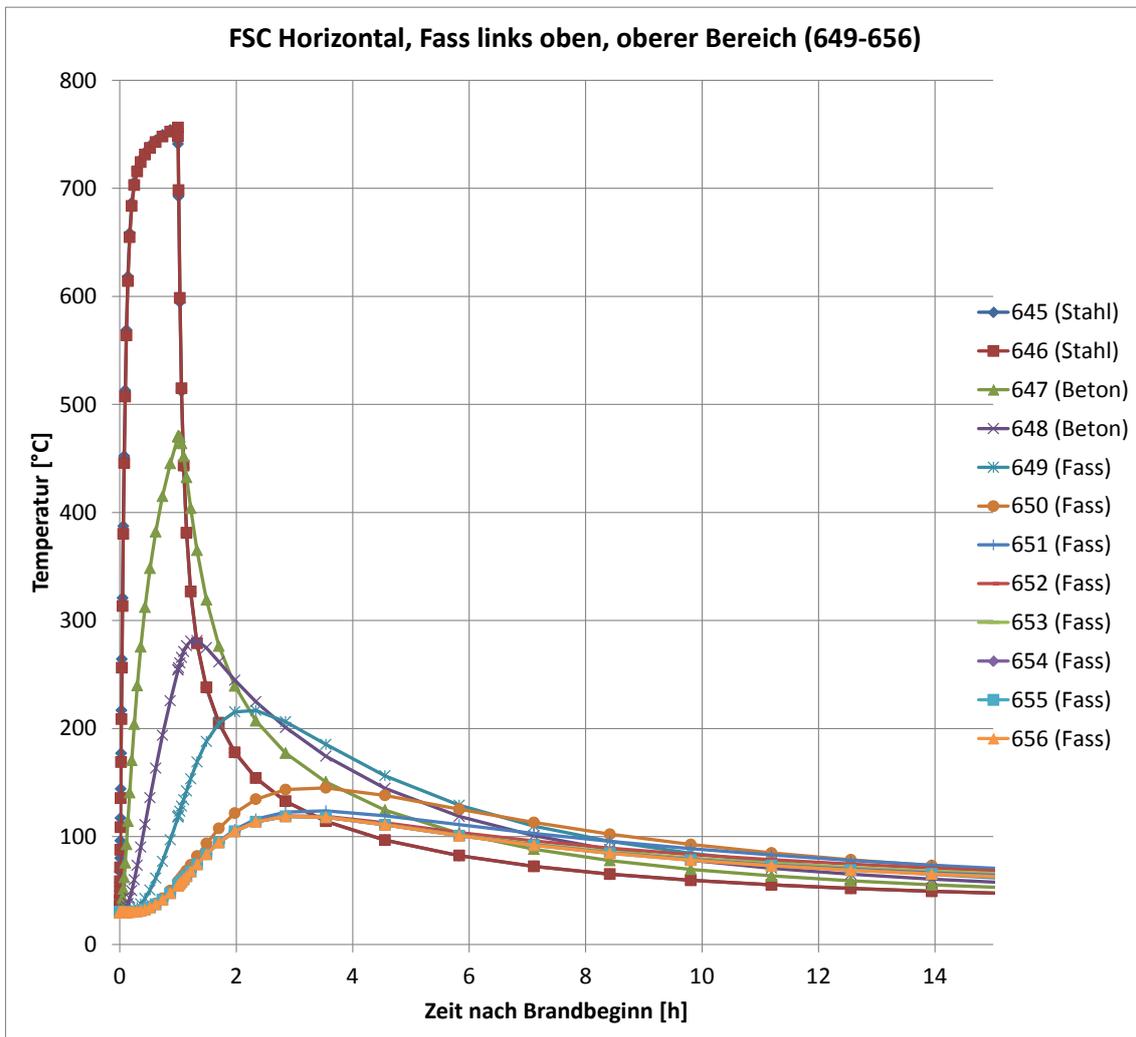


Abb. 4.12 Berechnete Temperaturverläufe im oberen Bereich für ein 200 I-Fass im linken oberen Quadranten eines Fassstahlcontainers FSC mit vier Abfallbereichen (200 I-Fässer)

Als Ergebnis einer transienten Wärmeübertragungsberechnung mit HEATING wurden für vorgegebene Zeitpunkte Temperaturwerte an allen Knoten des diskretisierten Rechengebietes im Abfallbereich in einer anschließenden Freisetzungsberechnung verwendet.

Berechnung der Freisetzung mit MS Excel

Ausgehend von der mit HEATING berechneten instationären Temperaturverteilung im Abfallbereich wurde für jeden Rechenfall nachfolgend die thermisch bedingte Freisetzung von Cäsium und Kobalt berechnet und zeitlich integriert. Eine detaillierte Behandlung des Verhaltens unterschiedlicher Gebindetypen im Brand konnte wegen des hohen Aufwands hier nicht erfolgen. Im Rahmen des Vorhabens wurde exemplarisch für den Fassstahlcontainer (FSC) mit in Zement eingebetteten 200 I-Fässern eine Berechnung der Aufheizung im einstündigen Brand mit 800 °C Flammentemperatur sowie der Freisetzung von Cäsium und Kobalt mit dem oben beschriebenen Modell durchgeführt. Der FSC wurde ausgewählt, da er ein typischer Vertreter der Container vom Typ IV ist, die etwa ein Drittel der zu erwartenden Transportbehälter ausmachen.

Um einen orientierenden Vergleich des Freisetzungsverlaufs für einen Fassstahlcontainer mit anderen Behälterarten bzw. Brandverläufen zu ermöglichen, werden hier beispielhaft Rechenergebnisse für 200 I-Fässer, Mosaik-Behälter und Behälter mit verlorener Betonabschirmung (VBA) bei zwei unterschiedlichen Brandverläufen mit 1000 °C bzw. 1200 °C Flammentemperatur über 40 Minuten gezeigt (Abb. 4.13). Im Einklang mit Rechenergebnissen aus den Veröffentlichungen von Nirex ergaben sich für Cäsium vergleichbare kumulative Freisetzungen für die Fälle mit Beton als Behälterwerkstoff bzw. als Isolationsmaterial, CG 3 als 500 I-Fass mit betonfixierten Abfällen und zusätzlich betonierter Randzone in /BAR 03/ (Abb. 4.3).

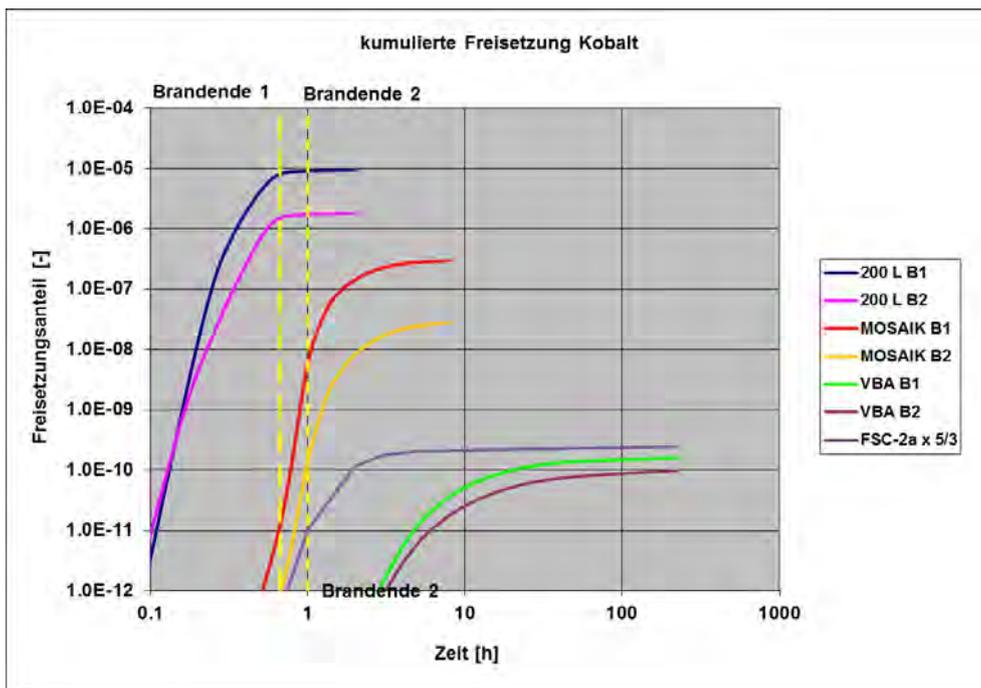
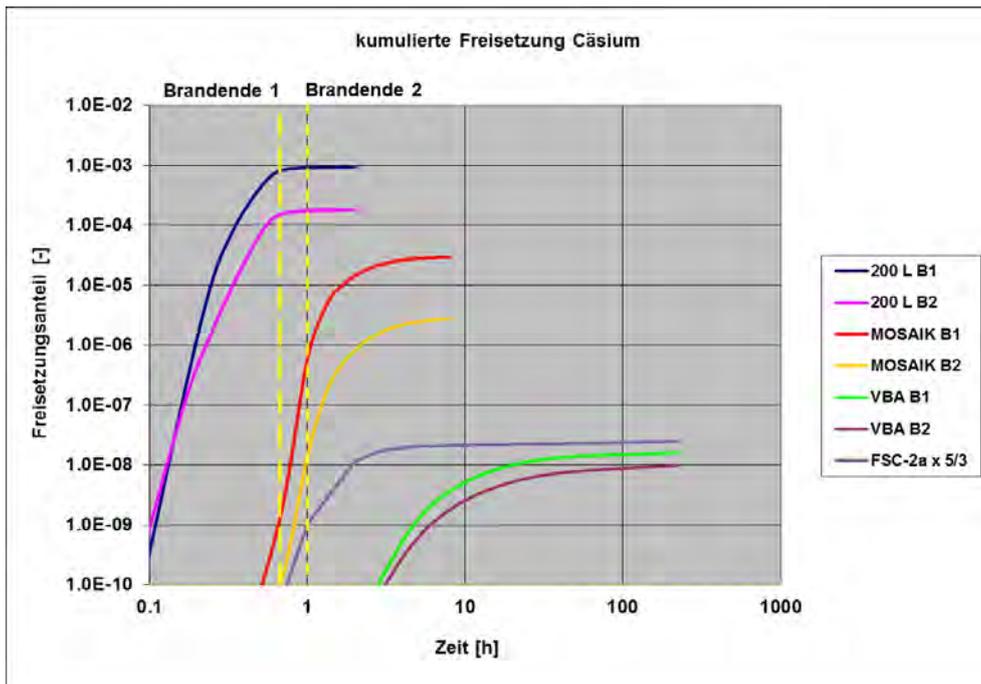


Abb. 4.13 Berechnete Freisetzungsverläufe von Cäsium (oben) und Kobalt (unten) für Fassstahlcontainer FSC sowie weitere Behältertypen

4.3.2 Revision der thermischen Freisetzungsteile

4.3.2.1 Konservativitäten des bisherigen Ansatzes

In Untersuchungen durch Nirex und GRS konnte gezeigt werden, dass durch die Verwendung von Zementmörtel in der Behälterbauart oder bei der Fixierung von radioaktiven Abfällen eine sehr starke thermische Isolierung gegeben ist, so dass ein Temperaturanstieg im Inneren des Abfallkörpers erheblich reduziert wird und dadurch bedingt die Freisetzung von radioaktiven Stoffen nur aus Randzonen erfolgt. Die rechnerische Analyse der Freisetzung, basierend auf berechneten Temperaturfeldern im Abfallbereich, führt zu erheblich niedrigeren integralen Freisetzungen gegenüber früheren Werten, wie nachfolgend für Cäsium und Kobalt gezeigt wird.

Die Berechnungen zur Freisetzung von Radionukliden berücksichtigen deren unterschiedliche Flüchtigkeit. In den Veröffentlichungen von Nirex werden basierend auf einer Gruppierung nach Dampfdrücken der reinen Elemente charakteristische Elementgruppen gebildet. In den Untersuchungen der GRS wurden für die beiden Leitelemente Cäsium und Kobalt temperaturabhängige Freisetzungsratenfunktionen aus Literaturdaten abgeleitet und an Versuchsdaten der Freisetzungsexperimente von ISTec validiert. Ausgehend von diesen Modellfunktionen der temperaturabhängigen Ratenkonstanten wurden von GRS für verschiedene Behältertypen (200 l-Fass, MOSAIK, VBA, FSC) integrale Freisetzungen berechnet, wobei das Temperaturfeld im Abfallbereich für verschiedene Brandszenarien berechnet worden war. Dabei zeigen sich ähnliche Ergebnisse wie in der Studie von Nirex 2003; gleichwohl ist zu berücksichtigen, dass Unterschiede bezüglich Branddauer, Brandtemperatur, Schichtdicke des Zementmörtels, Behältergeometrie und auch in der Modellierung bestanden.

Es ist bemerkenswert, dass die temperaturabhängigen Freisetzungsratenfunktionen, die für Cäsium und Kobalt aus Literaturdaten über die Freisetzung aus bestrahltem Kernbrennstoff im Bereich höherer Temperaturen abgeleitet wurden, eine gute Übereinstimmung mit den experimentellen Freisetzungsergebnissen an inaktiven Präparaten und radioaktivem Metallschrott im Temperaturbereich zwischen 200 °C und 800 °C zeigen. Das zeigt an, dass die verwendete Korrelation sowohl die entsprechend dem temperaturabhängigen Dampfdruck vorhandene Flüchtigkeit als auch von der Diffusion bestimmte Transportvorgänge beinhaltet. Die bisherigen Ergebnisse sollten durch weitere systematische Validierungsuntersuchungen – Auswahl anderer chemischer Ver-

bindungen, Auswirkungen von Beschädigungen des Zementmörtels oder Betons, Berechnungsmodell, Stoffdaten für die Aufheizrechnung – bestätigt werden, bevor weitergehende Anwendungen angestrebt werden. Bei einer Analyse einer vorgegebenen Konstellation sind natürlich tatsächliche Gegebenheiten der Beladekonfiguration zu berücksichtigen.

4.3.2.2 Anpassungen in der TSK 2009 gegenüber der TSK 1991

Die in Abschnitt 4.3 dargelegte Auswertung des Standes von Wissenschaft und Technik zum Freisetzungverhalten in Abhängigkeit von der thermischen Einwirkung zeigt eine klare Notwendigkeit, die bisher verwendeten Freisetzungsteile zu überarbeiten. Allerdings ist der hierfür erforderliche Aufwand zu umfangreich, um eine geschlossene Überarbeitung der Berechnungsmethodik zur thermischen Freisetzung innerhalb des für die Revision der Transportrisikoanalyse verfügbaren Zeitraums durchzuführen. Es wurden daher in der Folge nur wenige Anpassungen vorgenommen, die unmittelbar aus den in Abschnitt 4.2 genannten neuen Erkenntnissen zum mechanischen Verhalten von Gebinden folgen, also die Kombination von mechanischer und thermischer Einwirkung betreffen. Die rein thermischen Freisetzungsteile wurden in der TSK 2009 unverändert übernommen.

AGG 5: Zementfixierte Abfälle in Stahlblechcontainern

In /GRS 91b/ wird für die Belastungsklassen 5 und 6 (35 – 80 km/h mit 30 bzw. 60 min Brand) unterstellt, dass durch die teilweise Zerstörung der Abfallgebände in bis zu 50 % des Abfallvolumens eine Freisetzung durch Pyrolyse oder Verdampfen zu unterstellen ist. Auf Grund der in /LAN 07/ zusammengefassten Fallexperimente mit zementierten Gebinden, kann diese Zahl reduziert werden. Bei Falltests von umhüllten Proben (Fässer mit Zementfüllung) aus 27 m Höhe (ca. 83 km/h Aufprallgeschwindigkeit) wurde nur ein geringer Prozentsatz des Zementkörpers in kleine Fragmente fraktioniert und durch Risse der Umhüllung freigesetzt. Bei einer unterstellten thermischen Einwirkungen auf diese mechanisch bedingte Massenfreisetzung und auf das restliche, noch überwiegend intakte Gebinde, ist danach analog zur Argumentationskette in /GRS 91b/ ein betroffener Volumenanteil von 20 % ausreichend konservativ. Die Freisetzungsteile im lungengängigen Bereich für sonstige Nuklide reduzieren sich entsprechend sowohl für BK 5 als auch für BK 6 auf $1,1 \cdot 10^{-3}$. Entsprechende Anpassungen für H-3, C-14 und

Halogene lassen sich nicht so einfach absichern, weshalb diese Werte unverändert gelassen werden. Da für höhere Aufprallgeschwindigkeiten keine entsprechenden Versuchsergebnisse bekannt sind, wird bei den Belastungsklassen 8 und 9 der betroffene Volumenanteil von 50 % unverändert gelassen.

AGG 7: Zementfixierte Abfälle in Betonbehältern

Die in /GRS 91b/ angeführte Argumentation, dass der im Vergleich zum Stahlcontainer deutlich höherer Massenanteil des Behälterkörpers am Bruttogewicht bzw. die thermische Trägheit des Wandaufbaus eine Halbierung der anzusetzenden mechanischen bzw. thermischen Freisetzungsanteile sonstiger Radionuklide gegenüber AGG 5 rechtfertigt, kann weiterhin aufrecht erhalten werden. Die oben genannten Anpassungen für AGG 5 lassen sich entsprechend auf AGG 7 übertragen.

4.3.3 Thermische Quellüberhöhung

In der TSK 1991 wurde für Transportunfälle mit rein mechanischer Belastung von Abfallgebinden eine bodennahe Freisetzung angesetzt, während bei den Freisetzungs-klassen mit Brand für die Berechnung der Schadstoffausbreitung von einer durch den Auftrieb der heißen Brandgase verursachten effektiven Freisetzungshöhe von 50 m ausgegangen wurde. Grundlage für die letztere Annahme war eine Abschätzung zu typischen Energiefreisetzungen eines Brandes, der zu einer vollständigen Feuerumschließung der Abfallbehälter bei einer Brandtemperatur von mindestens 800 °C führt. Als Energiefreisetzungsrate (Brandleistungen) bei solchen Bränden wurden mindestens 25 MW abgeschätzt. Entsprechende effektive Freisetzungshöhen für eine solche Wärmeleistung liegen nach der zum Vergleich herangezogenen VDI-Richtlinie /VDI 85/ abhängig von der atmosphärischen Schichtung noch deutlich höher als die schließlich für alle Unfallsituationen mit Brand konservativ angesetzte effektive Freisetzungshöhe von 50 m.

Diese Argumentation wurde in /GRS 07b/ nochmals aufgegriffen, um den Grad der Konservativität der früheren Annahmen genauer zu prüfen. Als geeigneter Repräsentant eines einhüllenden Feuers von mindestens 800 °C um ein typisches Versandstück wurde dort ein Hydrokarbonbrand von 5 m × 5 m Fläche und einer Wärmeleistung von 18 MW gewählt. Dabei ist bereits berücksichtigt, dass nur ein Teil der Brandleistung für den konvektiven Auftrieb zur Verfügung steht, während ein ähnlich großer Anteil als

Wärmestrahlung an die Umgebung abgegeben wird. In Tab. 4.10 ist erkennbar, dass selbst bei stark stabiler Schichtung und sehr niedriger Windgeschwindigkeit von 0,5 m/s mindestens eine Aufstiegshöhe von 104 m zu erwarten wäre.

Tab. 4.10 Effektive Quellüberhöhung nach /VDI 85/ für einen Wärmestrom von 18 MW in Abhängigkeit von der Diffusionskategorie (DK) und der Windgeschwindigkeit in 20 m über Grund U_{20} (aus /GRS 07b/)

DK	effektive Quellüberhöhung Δh durch thermischen Auftrieb in m				
	$U_{20}=0,5$ m/s	$U_{20}=1,5$ m/s	$U_{20}=2,5$ m/s	$U_{20}=4,0$ m/s	$U_{20}=5,0$ m/s
A	1098	1083	650	406	325
B	1098	1098	680	425	339
C	798	798	495	309	247
D	798	798	530	331	265
E	129	186	220	257	277
F	104	150	178	208	224

Aus dieser Betrachtung könnte zunächst geschlossen werden, dass die in der TSK 1991 gewählte effektive Quellüberhöhung bei Freisetzungskategorien mit Brand unnötig konservativ ist. Aus numerischen Untersuchungen zum Freisetzungsverhalten aus verschiedener Abfallbehältertypen bei einhüllenden Bränden /GRS 07a/ ist jedoch bekannt, dass bei dickwandigen Behältertypen (Gussbehälter und Betonbehältern) die Freisetzungsphase auf Grund der thermischen Trägheit der Behälterwand deutlich später einsetzt als bei Stahlcontainern. Dies führt dazu, dass bei den hier betrachteten Brandszenarien eine thermisch bedingte Freisetzung aus dem Behälterinventar bei dickwandigen Behältern überwiegend nach dem Ende des Vollbrandes erfolgt und damit innerhalb eines Zeitraums, in welchem eine deutlich geringere Wärmefreisetzung aus verbliebenen Brandnestern und den aufgeheizten Behältern zu erwarten ist. In diesen Fällen sind daher niedrigere effektive Freisetzungshöhen anzusetzen, die bei gleichzeitig ungünstigen Ausbreitungsbedingungen nur wenige Dekameter betragen.

Bei dünnwandigen Behältern und stark mechanisch beschädigten Betonbehältern sind die in Tab. 4.10 angegebenen effektiven Quellhöhen hingegen realistisch, da in diesen Fällen die Freisetzung überwiegend oder zumindest zu einem großen Teil während der Vollbrandphase erfolgt.

Auf Basis der obigen Überlegungen und unter der rechentechnischen Randbedingung, mit dem aktuellen Simulationswerkzeug nur eine Quellkonfiguration pro Freisetzungskategorie wählen zu können, wurde daher die Freisetzungshöhe von 50 m bei Freisetzungskategorien mit Brand beibehalten. Diese effektive Freisetzungshöhe ist bis auf wenige Ausnahmen abdeckend und damit insgesamt betrachtet hinreichend konservativ. Die Möglichkeit eines weiteren Abbaus der hierin enthaltenen Konservativität ist im Rahmen der zukünftigen Weiterentwicklung zu einem flexibleren Gesamtmodell vorgesehen.

4.3.4 Gesamtdarstellung

Die Freisetzungsanteile über mechanische und thermische Einwirkungen wurden für die Anwendung in der Transportstudie Konrad addiert und auf zwei signifikante Stellen gerundet. Die resultierenden Freisetzungsanteile sind in den Tabellen Tab. 3.8 auf S. 35 und Tab. 3.9 auf S. 36 zusammengefasst. Die thermische Freisetzung ist in allen Szenarien mit unterstelltem Brand mehr als zwei Größenordnungen höher als die mechanische Freisetzung und bildet die dominierende Freisetzungsort.

4.4 Überprüfung der Belastungsklassen

4.4.1 Straßentransport

Die Freisetzung radioaktiver Stoffe bei einem Transportunfall wird im Wesentlichen durch die mechanischen und/oder thermischen Belastungen bestimmt, die auf die Ladung einwirken. Das breite Spektrum von Unfallszenarien wurde in der TSK 2009 für den Straßentransport in Belastungsklassen (BK) unterteilt, deren Gewichtung auf Studien basiert, die auf Statistiken der Jahre 1976 bzw. 1986 zurückgehen. Diese Statistiken bildeten bereits für die Vorläuferstudie /GRS 91b/ die Grundlage für einen Ereignisbaum, mit dessen Hilfe Unfallabläufe den verschiedenen Belastungsklassen zugeordnet wurden. Im Rahmen des Vorhabens stellte sich die Frage, inwieweit weiterhin von der Anwendbarkeit des Ereignisbaums und der Gültigkeit der damals verwendeten Studien auszugehen ist und ob heutige Unfalldatenbanken und -statistiken eine Aktualisierung ermöglichen.

Zur Bewertung des Transportrisikos beim Straßentransport sind in der TSK 2009 im Wesentlichen zwei eingrenzende Sachverhalte herangezogen worden. Diese beziehen sich auf die betrachteten Transportfahrzeuge und die zu Grunde gelegten Transportstrecken:

1. *Transportfahrzeuge:* Aufgrund des Gewichtes der vorgesehenen Transporteinheiten von bis zu 20 Mg kommen für den Straßentransport lediglich LKW und Sattelfahrzeuge in Frage.
2. *Transportstrecken:* Es ist davon auszugehen, dass der größte Teil der Abfalltransporte über den Transportweg Bundesautobahn erfolgt. Zudem sind in der unmittelbaren Umgebung des Endlager Konrads die höchst wahrscheinlich für die Anlieferung genutzten Strecken autobahnähnlich ausgebaut und daher in ihrer Unfallcharakteristik mit Autobahnen vergleichbar.

Die Verwendung dieser beiden Randbedingungen grenzt die Auswertung der Unfallstatistik auf die Fahrzeugkategorie „LKW mit mehr als 3,5 t zulässigem Gesamtgewicht mit Anhänger sowie Sattelfahrzeuge“ und die Straßenkategorie „Bundesautobahn“ ein. In der TSK 2009 wurden Daten der Jahre 2000 und 2005 herangezogen, die im Rahmen einer Sonderauswertung von der Bundesanstalt für Straßenwesen aufbereitet worden sind. Anhand dieser Datengrundlage erfolgte die Ermittlung der Gesamtunfallrate. Dabei wurden die Unfallzahlen des gesamten Bundesgebietes, sowie die Fahrleistungen und Unfälle ausländischer Fahrzeuge auf deutschen Autobahnen mit einbezogen.

Für die Bestimmung der Unfallrate ist es erforderlich, die Fahrleistung des betrachteten Fahrzeugtyps zu kennen. Da die Fahrleistung für die Fahrzeugkategorie Sattelzugmaschinen nicht gesondert bekannt war, musste die Auswertung der Fahrleistung anhand der Fahrzeugkategorie „LKW mit mehr als 3,5 t zulässigem Gesamtgewicht mit Anhänger sowie Sattelfahrzeuge“ erweitert werden. Diese Vorgehensweise belastet die Unfallrate durch leichtere und häufig in Unfälle verwickelte Fahrzeuge wie Kleintransporter, obwohl diese für den Transport von Abfallgebinden nicht geeignet sind.

Des Weiteren ist bei der Bestimmung der Unfallrate zu beachten, dass nicht jeder Unfallhergang, der durch die amtlich bestimmte Unfallrate erfasst wird, überhaupt geeignet ist, zu einer Beschädigung der Abfallbinde zu führen. Die amtliche Statistik ermöglicht jedoch ausschließlich eine Unterscheidung von „Unfällen mit Personenschä-

den“, „Schwerwiegenden Unfällen mit Sachschaden“ und „Sonstigen Unfällen mit Sachschaden“. Auf Grund der Geringfügigkeit der auftretenden Belastungen ist davon auszugehen, dass in der Folge eines Unfalls der Kategorie „Sonstige Unfälle mit Sachschaden“ keine freisetzungrelevante Beeinträchtigung der Ladung auftritt. Daher erfolgte die Bestimmung der Gesamtunfallrate anhand der Gruppen „Unfälle mit Personenschaden“ und „Schwerwiegende Unfälle mit Sachschaden“. Nach der Verordnung des Straßenverkehrsunfallstatistikgesetzes fallen unter die Gruppe „Schwerwiegender Unfall mit Sachschaden“ Unfälle, bei denen als Unfallursache eine Ordnungswidrigkeit bzw. Straftat in Betracht kommt und mindestens ein Unfallfahrzeug aufgrund des Unfallschadens abgeschleppt werden muss bzw. einer der Unfallbeteiligten ohne Rücksicht auf die Art des Sachschadens unter Alkoholeinfluss gestanden hat. Aufgrund der beschriebenen Abgrenzung ist davon auszugehen, dass auch solche Unfälle bei der Berechnung der Unfallrate erfasst werden, bei denen der tatsächliche Schadensumfang an der Ladung die Relevanzgrenze unterschreitet. In der TSK 2009 wurde anhand dieser Kriterien eine Gesamtunfallrate von $2,9 \cdot 10^{-7}$ pro Kilometer ermittelt.

Das breite Spektrum von möglichen Unfallbelastungen wurde in verschiedene Belastungsklassen unterteilt, die rein mechanische und mechanisch-thermisch kombinierte Belastungen beinhalten. Die mechanische Belastung wird durch die Aufprallgeschwindigkeit bestimmt und in drei Gruppen unterteilt, wohingegen bei den mechanisch-thermisch kombinierten Belastungsklassen zwischen einer Branddauer von 30 Minuten bzw. 60 Minuten (Brandtemperatur jeweils 800 °C) unterschieden wird. Insgesamt ergeben sich anhand dieser Zuordnung neun Belastungsklassen (siehe Tab. 4.11).

Tab. 4.11 Unterteilung des Unfallspektrums in Belastungsklassen (BK)

Aufprallgeschwindigkeit	Branddauer und -temperatur		
	ohne Brand	bei 30 min / 800°C Brand	bei 60 min / 800°C Brand
≤ 35 km/h	BK 1	BK 2	BK 3
36 bis 80 km/h	BK 4	BK 5	BK 6
≥ 80 km/h	BK 7	BK 8	BK 9

Den in Tab. 4.11 dargestellten Belastungsklassen müssen zur Bewertung des Transportrisikos relative Unfallhäufigkeiten zugeordnet werden. Eine derartige Zuordnung setzt eingehende Untersuchungen hinsichtlich verschiedener Unfallabläufe voraus und

ist alleine durch die Berücksichtigung amtlicher Statistiken nicht durchführbar. Die amtlichen Statistiken der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt) enthalten keine Angaben zu Unfallparametern wie Kollisions- und Fahrgeschwindigkeiten oder Branddauern. Diese Informationen über den Unfallhergang sind jedoch zwingend erforderlich, um die mechanische bzw. mechanisch-thermische Einwirkung auf die Ladung beurteilen zu können. Für die TSK 2009 konnte eine derart ausführliche Auswertung von Primärdaten wegen des erheblichen Aufwandes nicht erfolgen. Deshalb wurde im Wesentlichen auf frühere Auswertungen wie /PSE 85a/ und /PSE 85b/ zurückgegriffen, die bereits in die Vorläuferstudie /GRS 91b/ eingingen. Diese Auswertungen basieren auf den polizeilichen Unfallprotokollen der Jahre 1979 und 1980 sowie auf Schadensprotokollen einer Versicherungsgesellschaft.

Zur Bewertung von Brandereignissen wurde vor allem auf die Studie von Clark /CLK 76/ zurückgegriffen, die auf Verkehrsdaten aus den USA basiert. Die Verteilung von Branddauern ist in dieser Studie für Unfälle ohne und mit Beteiligung von entflammbarem Ladegut ermittelt worden.

Anhand der erwähnten Studien konnten für verschiedene Unfallereignisse Eintrittswahrscheinlichkeiten ermittelt werden, aus deren Kombination sich die relativen Wahrscheinlichkeiten für bestimmte Unfallszenarien und damit die Zuordnung zu den Belastungsklassen ergibt. Die zu Grunde gelegten Szenarien sind dem Ereignisbaum in Abb. 4.14 zu entnehmen. In einem Ergänzungsband /GRS 91b/ zur TSK 1991 erfolgte die Zuordnung von Unfallereignissen noch in vier Geschwindigkeitskategorien. Für die Zuordnung zu den Belastungsklassen wurden die Geschwindigkeitsgruppen B und C in Abb. 4.14, wie bereits in der Vorläuferstudie /GRS 91b/, auch in der TSK 2009 in der Gruppe 36 bis 80 km/h zusammengefasst.

Im Ereignisbaum nach Abb. 4.14 sind verschiedene Unfallszenarien berücksichtigt. Zunächst erfolgt eine Unterscheidung hinsichtlich eines Alleinunfalls oder eines Unfalls mit mehreren Beteiligten. Desweiteren erfolgt eine Unterteilung von Unfällen mit bzw. ohne Brückenabsturz und mit bzw. ohne Brand. Einige denkbare Unfallabläufe werden durch den Ereignisbaum nicht abgebildet. So sind beispielsweise Ereignisse, bei denen es in Folge eines Brückenabsturzes zu einem Brand oder zu einem Umsturz des Fahrzeugs kommt, ausgeschlossen. Auch ein Entlangrutschen des Fahrzeugs auf passiven Schutzeinrichtungen, wie Leitplanken oder Betongleitwänden, wodurch es zu schlitzenden Belastungen auf die Ladung kommen kann, wird im Ereignisbaum nicht in Betracht gezogen. Dabei ist gerade die Zunahme eines derartigen Unfallszenarios

wahrscheinlich, da in den letzten Jahren ein erheblicher Ausbau passiver Schutzeinrichtungen auf Autobahnen stattgefunden hat.

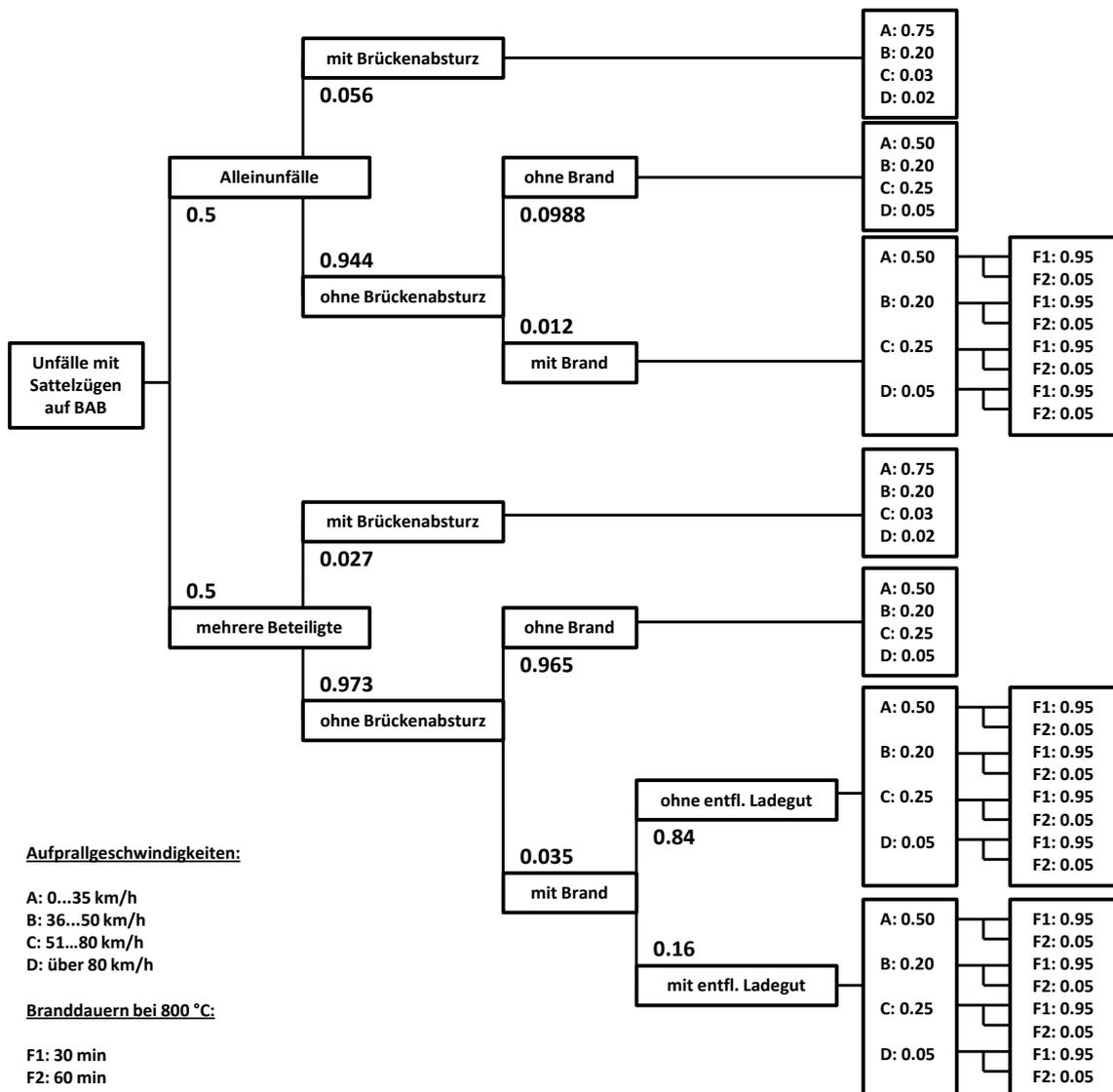


Abb. 4.14 Ereignisbaum mit Unfallszenarien für Sattelzüge auf Bundesautobahnen nach /GRS 91b/

Anhand des bereits für die TSK 1991 herangezogenen Ereignisbaums ergibt sich die in Tab. 4.12 gezeigte Gewichtung der Belastungsklassen BK 1 bis BK 9. Der größte Teil der Unfälle ereignet sich demnach ohne thermische Einwirkung und fällt auf die Geschwindigkeitsgruppen 0 - 35 km/h und 36 - 80 km/h. Insgesamt liegt bei ca. 98 % aller Unfälle eine rein mechanische Belastung vor.

Da die Eintrittswahrscheinlichkeiten für die im Ereignisbaum betrachteten Unfallabläufe aus Studien stammen, die z. T. bereits über 30 Jahre alt sind, stellt sich die Frage, in-

wiefern sich aktuelle Unfallstatistiken qualitativ auf die berechneten relativen Unfallwahrscheinlichkeiten auswirken. Um die Datengrundlage für eine derartige Auswertung und den notwendigen Aufwand einer Aktualisierung einzuschätzen, wurde am 19.01.2011 ein Gespräch mit Fachleuten der DEKRA aus der Abteilung Unfallforschung geführt. Bei diesem ausführlichen Gespräch zeigte sich, dass eine einfache Aktualisierung der für die Vorläuferstudie herangezogenen Zahlenwerte für die damals identifizierten Ereignisabläufe (Unfallbaum) aufgrund vielfältiger Änderungen im Verkehrsunfallgeschehen nicht ohne detaillierte Betrachtung möglich ist. Insbesondere sind die Ergebnisse aus amerikanischen Studien aufgrund der unterschiedlichen Bedingungen hinsichtlich Streckenzusammensetzung, Ausbildung, Fahrzeugen, Infrastruktur und Verkehrsregeln nicht unmittelbar auf das deutsche Verkehrsunfallgeschehen übertragbar. Hinzu kommen Veränderungen beim Streckenausbau, in der Fahrzeugsicherheit, bei der Verkehrsdichte und anderen Faktoren, wodurch die Gültigkeit und Übertragbarkeit der Aussagen von Studien, die z. T. über 30 Jahre zurück liegen, hinterfragt werden muss. Eine Überprüfung dieser Merkmale erfordert eine ausführliche Sichtung und Analyse von Datenbanken, in denen die wesentlichen Parameter mit ausreichender Genauigkeit erfasst sind. Im Folgenden werden Datenbanken beschrieben, die Informationen zu den notwendigen Parametern des heutigen Unfallgeschehens enthalten.

Tab. 4.12 Relative Häufigkeit der Belastungsklassen bei Straßentransportunfällen

Aufprallgeschwindigkeit	Relative Häufigkeit		
	ohne thermische Einwirkung	bei 30 min Brand, 800°C	bei 60 min Brand, 800°C
0 bis 35 km/h	0,4990 (BK 1)	$1,05 \cdot 10^{-2}$ (BK 2)	$8,40 \cdot 10^{-4}$ (BK 3)
36 bis 80 km/h	0,4307 (BK 4)	$9,45 \cdot 10^{-3}$ (BK 5)	$7,56 \cdot 10^{-4}$ (BK 6)
Über 80 km/h	0,0476 (BK 7)	$1,05 \cdot 10^{-3}$ (BK 8)	$8,40 \cdot 10^{-5}$ (BK 9)

Für eine Abschätzung der Unfallfolgen im Hinblick auf eine Freisetzung radioaktiver Stoffe spielen verschiedenste Parameter und Szenarien, wie z. B. Kollisions- und Fahrgeschwindigkeit, Art des Kollisionshindernisses oder Brandeinwirkung in Folge eines Unfalls eine entscheidende Rolle. Um einschätzen zu können, mit welcher Häufigkeit bestimmte Belastungen auf die Ladung wirken, müssen diese Parameter repräsentativ erfasst und ausgewertet werden. In den amtlichen Statistiken, die beispielsweise

vom Statistischen Bundesamt oder von der BAST veröffentlicht werden, sind vorwiegend Fragestellungen nach der Anzahl schwerstverletzter bzw. getöteter Personen oder nach den Unfallursachen von Bedeutung. Ausführliche Angaben, die es ermöglichen die Unfalleinwirkung bezüglich der Ladung abzuschätzen, liegen in den amtlichen Statistiken nicht vor. Daher kann die Zuordnung von Unfallhergängen zu bestimmten Belastungsklassen anhand dieser Statistiken nicht erfolgen.

In Deutschland existieren im Wesentlichen zwei Datenbanken, die Unfallparameter enthalten, die für eine Auswertung und Zuordnung zu den verschiedenen Belastungsklassen erforderlich sind.

1. Die GIDAS (German in Depth Accident Study) Datenbank gilt als repräsentativ für das Unfallgeschehen und ermöglicht eine detaillierte Analyse unterschiedlichster Unfallhergänge. Das Erhebungsgebiet erstreckt sich allerdings nur auf die Großräume Hannover und Dresden.
2. Eine weitere Datenbank, die sich gerade für den Schwerlastbereich eignet, ist die Datenbank der DEKRA, in der zahlreiche Parameter des Unfallgeschehens erfasst werden und insbesondere das schwere Unfallgeschehen abgebildet wird. Die Datenbank der DEKRA ermöglicht dadurch eine Analyse der Auswirkungen schwerer Unfälle hinsichtlich der Ladung. Allerdings gilt diese Datenbank nicht als repräsentativ für das allgemeine Unfallgeschehen, da schwere Unfälle deutlich überproportional enthalten sind.

Eine zielführende Auswertung aktueller Unfalldatenbanken würde nach Aussagen der DEKRA eine ausführliche statistische Auswertung des heutigen Verkehrsunfallgeschehens hinsichtlich der auf die Ladung einwirkenden Belastungen erfordern. Dies beinhaltet eine repräsentative Einzelfallbetrachtung, die mit einem erheblichen Arbeitsaufwand einhergeht. Diese Arbeiten konnten im Rahmen dieses Arbeitspunktes jedoch nicht erfolgen. Das Gespräch mit der DEKRA hat jedoch aufgezeigt, dass die genannten Datenbanken vielfältige Informationen enthalten, die eine Beurteilung des heutigen Unfallgeschehens für den Verkehrsträger Straße und eine Verteilung der Unfallereignisse auf Belastungsklassen, wie in Tab. 4.12 gezeigt, prinzipiell ermöglichen.

Es ist davon auszugehen, dass sich das Unfallgeschehen seit den Verkehrsuntersuchungen nach /CLK 76/ und /PSE 85a/ bzw. /PSE 85b/ in einigen Aspekten deutlich verändert hat. Ein Vergleich der TSK 2009 mit der Vorläuferstudie

zeigt, dass für den Bereich des Straßentransports nur die Gesamtunfallrate von $2,9 \cdot 10^{-7}$ pro Kilometer neu ermittelt wurde. Die Zuordnung zu den Belastungsklassen erfolgte jedoch anhand der Analysen aus den 70er und 80er Jahren. Unfallstatistiken der letzten Jahre zeigen, dass die Unfallwahrscheinlichkeit pro Kilometer auch im Schwerlastbereich trotz zunehmender Transportleistungen zurückgeht. Dies belegen beispielsweise der „Verkehrssicherheitsreport LKW 2009“ der DEKRA /DEK 09/, oder auch der Bericht /DES 10/ des Statistischen Bundesamtes. Aufgrund der tendenziellen Entwicklung im Verkehrsunfallgeschehen in den letzten 30 Jahren ist davon auszugehen, dass die in der Transportstudie Konrad gezeigte Gewichtung der Belastungsklassen eine konservative Abschätzung darstellt. Die tatsächliche Verteilung heutiger Unfallhergänge auf die beschriebenen Belastungsklassen lässt sich jedoch nur anhand einer ausführlichen Auswertung von Unfallparametern aktueller Unfallereignisse beurteilen.

Insbesondere ist aufgrund der beschriebenen Veränderungen beim Unfallgeschehen davon auszugehen, dass eine Aktualisierung, die sich ausschließlich auf eine neue Besetzung der Wahrscheinlichkeiten des Ereignisbaums beschränkt, dem heutigen Unfallgeschehen nicht gerecht wird. Vielmehr sollte eine adäquate Unfallanalyse genauer in Betracht ziehen, welche für das heutige Verkehrsunfallgeschehen repräsentativen Unfallhergänge in besonderer Weise zu einer Gefährdung der Ladung führen und diese bei der Verzweigung des Ereignisbaums berücksichtigen. Die erwähnten Datenbanken enthalten detaillierte Angaben zu verschiedensten Unfallabläufen, die eine derartige Auswertung ermöglichen.

4.4.2 Schienentransport

Analog zum Straßentransport wurden in der TSK 2009 auch beim Schienentransport Unfallszenarien verschiedenen BK zugeordnet. Die Datenbasis bildeten dabei statistische Untersuchungen aus drei verschiedenen Zeiträumen. In einer ersten Auswertung wurde das Unfallgeschehen in einem Zeitraum von 1979 bis 1988 betrachtet. Eine zweite und dritte Auswertung erfolgte für die Zeiträume 1989 bis 1995 sowie 1996 bis 2001. Insgesamt stehen somit empirische Unfalldaten zum Schienentransport über einen Zeitraum von 23 Jahren zur Verfügung. Der Datenbestand bezieht sich auf Ereignisse auf dem Streckennetz der Deutschen Bundesbahn (DB) – einschließlich gemiete-

ter und gepachteter Strecken. Ab 1992 umfasst er auch Unfälle auf dem Schienennetz der Deutschen Reichsbahn (DR)⁵.

Im Rahmen der ersten durchgeführten Auswertung der Datenbasis wurde geprüft, ob eine Beschränkung des Beförderungsaufkommens auf radioaktive Stoffe eine Ableitung statistisch abgesicherter Daten zu Unfallhäufigkeiten ermöglicht. Es zeigte sich, dass das entsprechende Beförderungsaufkommen zu gering ist, um zu statistisch belastbaren Aussagen zu gelangen. Auch eine Erweiterung der Datenbasis auf Gefahrguttransporte über die Schiene führt einerseits zu einer Berücksichtigung von Vorkommnissen, die für das zu betrachtende Transportgut nicht repräsentativ sind, und andererseits bleibt der Datenumfang selbst bei der Berücksichtigung aller Unfälle mit Gefahrgut für eine Bewertung der Unfallhäufigkeiten zu gering. Die Untersuchung wurde deshalb auf Unfälle im gesamten Güterzugverkehr ausgedehnt, der Gefahrguttransporte als Untermenge mit einschließt.

Die systematische Erfassung der Unfälle im Schienenverkehr erfolgt anhand von Meldungen, die unter anderem Angaben über das Unfalldatum, weitere Angaben zur eindeutigen Identifizierung des Unfallereignisses, Schlüsselzahlen für die Ereignisart und die Zuggattung, die Geschwindigkeit der Züge (außer bei Brand) und den geschätzten monetären Sachschaden an Schienenfahrzeugen (ohne die Ladung) enthalten. Zu beachten ist hierbei, dass die ausgewiesenen Unfälle mit Brand und Explosion Primärereignisse darstellen, so dass Unfälle bei denen es in Folge einer vorangehenden mechanischen Unfalleinwirkung zu einem Brand oder einer Explosion kam, alleine anhand der Klassifizierung der Ereignisarten nicht identifizierbar sind. Hierzu sind ergänzende Informationen für die einzelnen Unfallabläufe erforderlich, die in einer gesonderten Datenumfrage von der DB für die Zwecke der 1991er Transportstudie Konrad ermittelt wurden. In dieser Datenerhebung wurden 292 Güterzugunfälle mit einem Sachschaden oberhalb der Relevanzgrenze von 3000 DM zwischen 1983 und 1987 ausgewertet. Bei der Berücksichtigung verschiedener Unfallereignisse ist zu beachten, dass nicht jeder Unfallhergang zwangsläufig zu einer Beschädigung der Ladung führt. Um eine Überhöhung der Unfallrate durch den Einfluss von Bagatellereignissen zu vermeiden, wurden nur solche Ereignisse in die Auswertung mit einbezogen, bei denen in Folge des Unfalls ein Sachschaden an Schienenfahrzeugen von mindestens 1500 € (3000 DM)

⁵ Deutsche Bundesbahn und Deutsche Reichsbahn wurden 1994 zur Deutschen Bahn AG (DB) fusioniert.

auftrat. Es ist bei dieser Vorgehensweise davon auszugehen, dass bei der Anwendung der Relevanzgrenze in dieser Höhe konservativ noch viele Unfallereignisse erfasst werden, bei denen die Integrität der Abfallbehälter tatsächlich nicht in Frage gestellt ist. Bei 196 Unfallereignissen ermöglichten ergänzende Angaben die Ermittlung des Anteils der Brandereignisse, die nicht als Primärereignisse im Datenbestand erfasst waren.

Die Bewertung der Schwere der unfallbedingten Lasteinwirkung erfolgte – analog zur Vorgehensweise beim Straßenverkehr – durch die Zuordnung der Unfallereignisse in neun BK (siehe Tab. 4.11).

Anhand der unmittelbar vor dem Unfalleintritt aufgezeichneten Fahrgeschwindigkeit, ist es möglich, die einzelnen Unfallereignisse den verschiedenen „rein-mechanischen“ Belastungsklassen zuzuordnen. Bei den Brandereignissen ist eine derartige Zuordnung nicht ohne weiteres durchführbar, da dies umfangreiche Analysen des Einzelfalls erfordert. Zudem zeichnen sich einige der im Datenbestand erfassten Brandereignisse durch Randbedingungen aus, die das Brandereignis einerseits erst ermöglichen und andererseits beim Transport radioaktiver Abfallbehälter nicht unmittelbar zutreffen. Ein Beispiel hierfür sind Brandereignisse, die durch ein leicht entflammbares Transportgut aufgetreten sind. Dennoch wurden auch derartige Ereignisse in die Auswertung der Unfallstatistik ausnahmslos mit einbezogen und entweder einem Brandzeit-Temperaturverlauf von 30 Minuten oder einem Brandzeit-Temperaturverlauf von 60 Minuten bei 800 °C mit allseitiger Brandumhüllung zugeordnet. Es ist davon auszugehen, dass die realen Gegebenheiten durch die Zuordnung von zwei Drittel aller Brandereignisse als äquivalent zum 30-minütigen Referenzbrand mit 800 °C und einem Drittel als äquivalent zum 60-minütigen Referenzbrand bei vollständiger Umschließung der Abfallbehälter durch den Brand, deutlich überschätzt werden.

Abbildung Abb. 4.15 zeigt die Unfallhäufigkeit im Güterzugverkehr in Abhängigkeit von der Unfallart für den Zeitraum von 1979 - 2001. Über den Gesamtzeitraum liegt der Mittelwert bei 0,36 Güterzugunfällen pro eine Millionen gefahrene Kilometer. Dieser Wert wurde für die Risikoabschätzung verwendet. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass in den älteren Datenbeständen Unfälle der Zuggattung „Übergabezüge“ nicht berücksichtigt wurden. Dieser Umstand wurde in den früheren Auswertungen durch eine geschätzte Erhöhung der Gesamtunfallrate um ca. 50 % Rechnung getragen. In Folge von Neustrukturierungen der Transportketten wird die Zuggattungsbezeichnung Übergabezüge seit 1997 nicht mehr verwendet. Die entsprechenden Aufgaben in der Transportkette

werden durch sogenannte „Bedienungsfahrten im Cargo-Verkehr (CB)⁶“ repräsentiert und in den Unfalldatenbanken seit 1997 mit berücksichtigt.

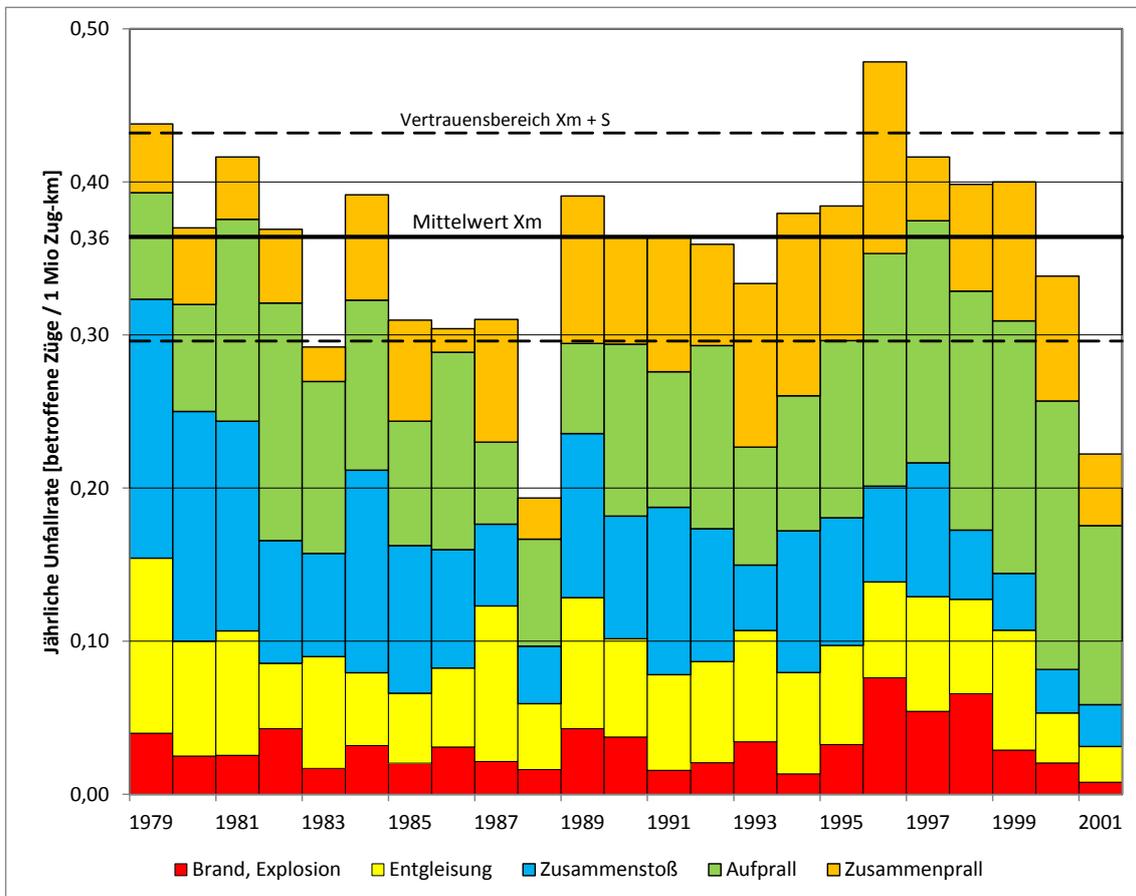


Abb. 4.15 Unfallrate von Güterzügen und anteilige Unfallarten mit Sachschäden über 1500 €

Die niedrigen Unfallraten für die Jahre 1987 und 1997 in Abb. 4.15 lassen keinen Rückschluss auf eine dauerhafte Tendenz zu, da es sich bei beiden Jahren um den Abschluss einer Auswertungsperiode handelt, und Verzögerungen beim Einpflegen der Daten in den Datenbestand als Ursache der niedrigen Unfallraten nicht ausgeschlossen werden können.

Im Mittel liegt der Anteil der Unfallart Brand und Explosion in Abb. 4.15 bei 11,7 %, wobei zu berücksichtigen ist, dass lediglich Unfallereignisse enthalten sind, bei denen der Brand oder die Explosion das Primärereignis darstellen. Wie bereits erläutert, sind vorangehende mechanische Einwirkungen, in deren Folge es zu einem Brand bzw. Ex-

⁶ Seit 2005 lautet die neue Gattungsbezeichnung bei Railion DB Logistics: „Zubringerfahrten“

plosion kam, nicht berücksichtigt. Derartige Ereignisse wurden im Rahmen der erweiterten Untersuchung für den Datenbestand der Jahre 1983 bis 1987 miteinbezogen und treten gegenüber Primäreignissen erheblich seltener auf. In der erweiterten Untersuchung lagen lediglich bei 3 von 196 Ereignissen kombinierte mechanisch/thermische Einwirkungen vor. Aufgrund der Seltenheit derartiger Ereignisse und der potenziell folgenschweren Auswirkungen, wurden die beobachteten Ereignisse als besonders niedrig im Rahmen der zu erwartenden statistischen Schwankungen interpretiert. Dadurch wird gewährleistet, dass kombinierte mechanisch/thermische Unfalereignisse bei der Risikoanalyse konservativ berücksichtigt sind.

Zur Ermittlung der Verteilung der Güterzugunfälle auf die Belastungsklassen wurden in der Transportstudie Konrad 2009 lediglich die Daten der Untersuchung aus dem Zeitraum 1995 bis 2001 herangezogen, um die erkennbare Tendenz hin zu einer Verschiebung des Unfallgeschehens zu höheren Unfallgeschwindigkeiten angemessen zu berücksichtigen. Zur Einordnung der Brandereignisse wurden die dargestellten Randbedingungen und Annahmen herangezogen. Insgesamt basieren die Daten auf 576 Güterzugunfällen mit Schäden an Schienenfahrzeugen über 1500 €. Nach Tab. 4.13 liegen bei ca. 85 % der Güterzugunfälle rein mechanische Unfalleinwirkungen (BK 1, 4 und 7) vor.

Tab. 4.13 Relative Häufigkeit der Belastungsklassen bei Güterzugunfällen

Aufprallgeschwindigkeit	Relative Häufigkeit		
	ohne thermische Einwirkung	bei 30 min Brand, 800°C	bei 60 min Brand, 800°C
0 bis 35 km/h	0,221 (BK 1)	$8,25 \cdot 10^{-2}$ (BK 2)	$4,13 \cdot 10^{-2}$ (BK 3)
36 bis 80 km/h	0,387 (BK 4)	$8,45 \cdot 10^{-3}$ (BK 5)	$4,23 \cdot 10^{-3}$ (BK 6)
Über 80 km/h	0,247 (BK 7)	$5,39 \cdot 10^{-3}$ (BK 8)	$2,69 \cdot 10^{-3}$ (BK 9)

Ereignisse bei denen es zu einem Brand kam, ohne dass mechanische Einwirkungen vorlagen, wurden konservativ dem Geschwindigkeitsbereich bis 35 km/h zugeordnet. Für Unfallereignissen mit kombinierter mechanisch/thermischer Unfalleinwirkung wurde die gleiche Zuordnung gewählt, die für die rein mechanischen Unfalleinwirkungen ermittelt wurde. Aus Tab. 4.13 ist zudem ersichtlich, dass wie im Vorfeld bereits erläutert, zwischen Brandereignissen mit einem Brandzeit-Temperaturverlauf von 30 Minuten bei

800 °C und solchen mit einem Brandzeit-Temperaturverlauf von 60 Minuten bei 800 °C als konservative Abschätzung ein Verhältnis von 2:1 gewählt wurde.

Für die Bewertung des Risikos aus Transportunfällen ist die alleinige Kenntnis über die Unfallhäufigkeit von Zugunfällen und die Gewichtung auf Belastungsklassen für den Schienentransport jedoch nicht ausreichend. Denn bei einer Vielzahl von Zugunfällen bleibt die Beschädigung auf das an der Zugspitze fahrende Triebfahrzeug begrenzt. Selbst bei schwerwiegenden Unfällen wirken sich die Unfallschäden z. T. nur auf wenige Wagen aus, da die im Verhältnis erheblich höhere Masse des Triebfahrzeugs Schäden von den hinteren Wagen fernhält. Für eine Risikoabschätzung im Hinblick auf ein zu betrachtendes Transportvorkommen wird damit die Einbeziehung der in Folge eines Unfalls betroffenen Anzahl von Wagen erforderlich. Diese Auswertung wurde anhand des Datenbestandes für die Jahre 1997 bis 2001 durchgeführt und im Rahmen der Transportstudie Konrad berücksichtigt.

5 Fortentwicklung der methodischen Verfahren (ARTM)

Die Fortentwicklung der methodischen Verfahren beinhaltet im Wesentlichen die Umstellung des probabilistischen Konsequenzenmodells von der Plattform COSYMA auf eine moderne Rechen- und Analyseumgebung, die eine flexible Anwendung fortgeschrittener Lagrange-Partikelmodelle für eine methodische Fortentwicklung von Risikoanalysen ermöglicht.

In den letzten Jahren wird hierzu auch das von der GRS im Auftrag des BfS weiterentwickelte Lagrange-Partikelmodell ARTM (Atmosphärisches Radionuklid-Transportmodell) verwendet /BMU 07/, /GRS 12a/. ARTM unterliegt der Pflege und der Fortentwicklung durch die GRS und steht allen Interessierten Anwendern frei zur Verfügung. Im Rahmen der Fortentwicklung der methodischen Verfahren wurden spezifische Untersuchungen mit ARTM durchgeführt sowie spezifische Parameter und Aufrufverfahren implementiert, die eine spezielle Anwendung des Programmes auch für Transportrisikoanalysen zulassen.

Dazu erfolgte im Rahmen des Vorhabens eine Umstellung der Modellumgebung mit der Weiterentwicklung der verfügbaren Methoden für Transportrisikoanalysen, die auch eine georeferenzierte flächenhafte Risikoanalyse zulässt. Damit ist beispielsweise eine räumliche Verteilung des Risikos für bestimmte Aufpunkte im Untersuchungsgebiet unter Berücksichtigung streckenabschnittsspezifischer unfallbedingter Freisetzungsdaten möglich. Im Rahmen exemplarisch durchgeführten Detailanalysen wurden diese Aspekte berücksichtigt.

5.1 Bisherige Vorgehensweise, COSYMA, Zielvorstellung

Einen Schwerpunkt bei der Weiterentwicklung der verfügbaren Methoden für Transportrisikoanalysen bildete die Umstellung von der Modellkette LASAT - COSYMA auf eine moderne Rechen- und Analyseumgebung unter Anwendung des Partikelmodells ARTM und den Dosisberechnungsverfahren der Störfallberechnungsgrundlage (SBG) /SSK 04/ mit deterministischer und probabilistischer Vorgehensweise. Ebenso sollte mit den neu zu entwickelnden Tools eine georeferenzierte flächenhafte Risikoanalyse ermöglicht werden.

In Abb. 5.1 sind die Modelketten der GRS für die Konsequenzenanalyse bei Transportunfällen dargestellt. Bei der alten Modellkette (oben) werden aus einem meteorologischen Datensatz charakteristische Wetterabläufe ausgewählt, die als Eingabeinformation für das atmosphärische Ausbreitungsmodell LASAT dienen. Die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnung werden dann an das radiologische Konsequenzenmodell COSYMA übergeben. Die Ergebnisse der Modellläufe werden in einer CCFD für die effektive Dosis als Summe über die Expositionspfade (Inhalation, Bodenstrahlung, Ingestion, Submersion und Resuspension) in verschiedenen Entfernungen vom angenommenen Unfallort dargestellt.

Die Nachteile dieser Modellkette sind:

- Fehlender räumlicher Bezug zu realen Aufpunkten, da die Rechnungen immer nur unter der Fahnenachse durchgeführt werden.
- Keine Berücksichtigung von realen Topografien und Gebäuden.
- Keine Verwendung des deutschen Dosismodells der SBG.
- Ungenauigkeiten in den CCFDs durch die Verwendung weniger Wetterabläufe bei probabilistischen Rechnungen.

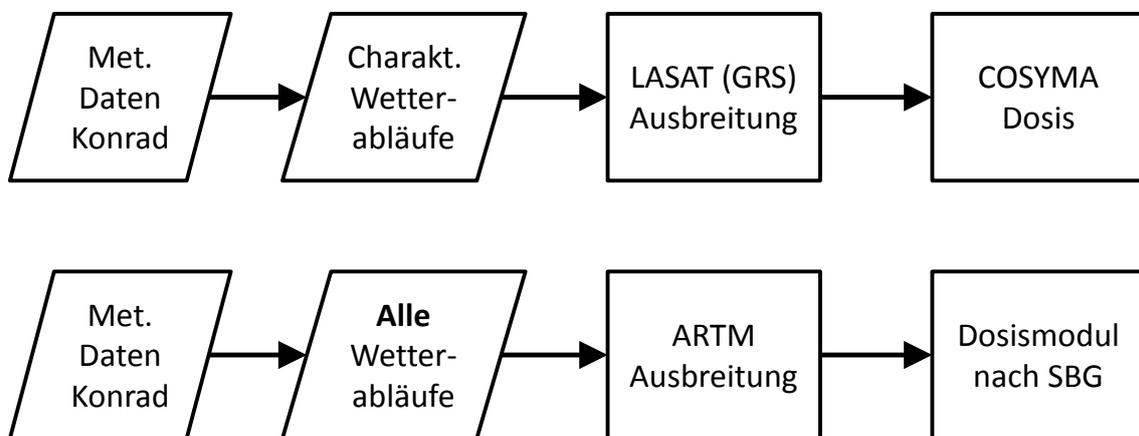


Abb. 5.1 GRS-Modellketten für die Konsequenzenanalyse bei Transportunfällen (oben: alte Modellkette, unten: neue Modellkette)

In der neuen Modellkette werden diese Nachteile ausgeräumt: Es können frei wählbare Aufpunkte mit räumlichem Bezug zum Objekt definiert werden. Durch die Verwendung des Modells ARTM als Strömungs- und Ausbreitungsmodell können sowohl reale Topografien als auch Gebäude berücksichtigt werden. Es wird das Dosismodul nach SBG benutzt. Die neue Modellkette selektiert keine charakteristischen Wetterabläufe, son-

dern verwendet alle im meteorologischen Datensatz vorhandenen Sequenzen als Eingabeparameter für das atmosphärische Ausbreitungsmodell ARTM.

5.2 Beschreibung der im Rahmen des Vorhabens neuentwickelten Modellkette

Abb. 5.2 enthält das Ablaufdiagramm der neuen Modellkette mit ARTM. In den folgenden Abschnitten werden nach einer kurzen Beschreibung des Ausbreitungsmodells ARTM und der Nutzung kürzerer Zeitintervalle für Emissionen die einzelnen Schritte bei der Modellierung

- Anlage des Projektes in GO-ARTM
- Eingabe der Zelleigenschaften
- Eingaben im Steuermodul
- Starten des Dosis- und Auswertemoduls

einschließlich der Funktionen der neu entwickelten Module beschrieben.

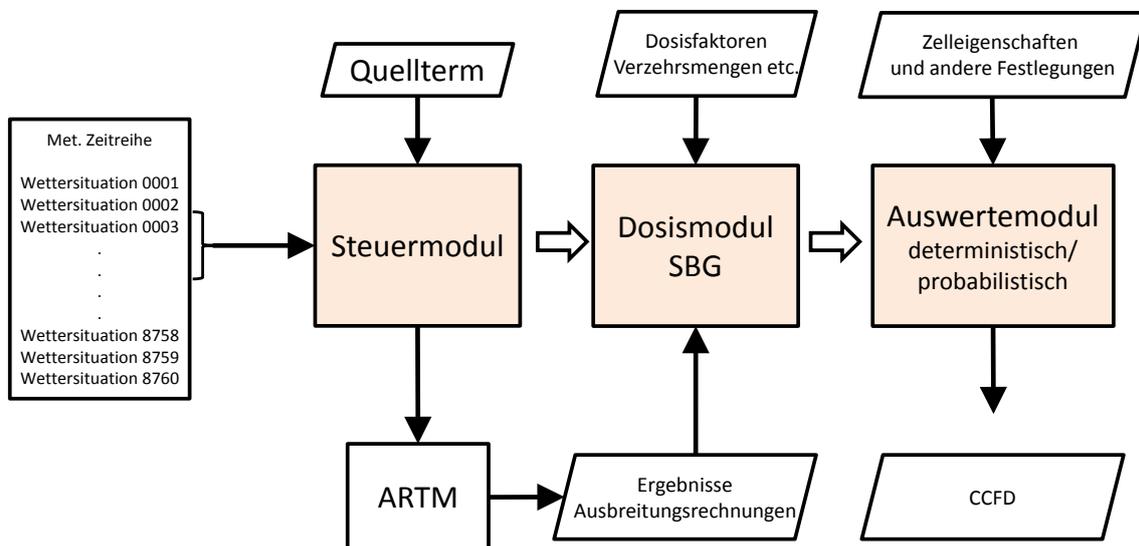


Abb. 5.2 Ablaufdiagramm der neuen Modelkette mit ARTM

Damit werden die im vorigen Abschnitt beschriebenen Nachteile des alten Verfahrens ausgeräumt und die gerade bei Transportunfällen wichtigen Randbedingungen der kurzen Freisetzungzeit, der größeren Partikel und ein nun ohne vorhergehendes

Sampling mögliches, durchgängig probabilistisches Verfahren nach deutschen Verfahren umgesetzt.

5.2.1 Modellbeschreibung Ausbreitung ARTM

ARTM ist ein von der GRS und dem Ingenieurbüro Janicke im Rahmen von mehreren Forschungsvorhaben entwickeltes Programmsystem, das die atmosphärische Ausbreitung und Ablagerung in Luft freigesetzter, radioaktiver Stoffe (Partikel und Gase) simuliert. ARTM basiert auf dem für konventionelle, d. h. nicht-radioaktive Luftschadstoffe entwickeltem Programmpaket AUSTAL2000, entspricht damit dem neuesten Stand von Wissenschaft und Technik und verfügt über eine breite Validierungsbasis. AUSTAL2000 ist eine Umsetzung von Anhang 3 der TA Luft vom 24.07.2002 /BMU 02/. ARTM verwendet – ebenso wie AUSTAL2000 – zur Berechnung der atmosphärischen Ausbreitung das Partikelmodell PARMOD, das eine Umsetzung des in der Richtlinie VDI 3945, Blatt 3 /VDI 00/, beschriebenen Partikelmodells darstellt.

ARTM zeichnet sich durch flexible und realitätsnahe Berechnungen der räumlichen Verteilungen von Radionuklidkonzentrationen sowie trocken und nass abgelagerten Radionukliden aus. Es können reale Topografien und konkrete Bebauungsstrukturen berücksichtigt werden.

Im Programm ARTM sind unter anderem die folgenden, hier nur stichpunktartig wiedergegebenen⁷ Aspekte realisiert:

- Verwendung meteorologischer Zeitreihen zur Zeitreihenrechnung
- Verwendung von Wetterstatistiken für Statistikrechnung
- alle Radionuklide der KTA 1503.1 sowie ergänzende Radionuklide
- Punkt-, Linien-, Flächen- und Volumenquellen
- beliebig viele Quellen
- trockene und nasse Deposition

⁷ Für eine genauere Beschreibung sei auf die Programm- und Modellbeschreibung von ARTM sowie die Abschlussberichte des Forschungsvorhabens StSch 4443 /BMU 07/ sowie /GRS 12a/ verwiesen. Diese sind (bis auf /BMU 07/) ebenso wie das gesamte GO-ARTM Programmpaket auf der Internetseite der GRS verfügbar /GRS 12b/.

- sedimentierende Stäube
- Gammawolkenstrahlung
- zeitabhängige Emissionsparameter
- situationsabhängige Emissionsparameter bei Statistikrechnungen
- gegliedertes Gelände
- Vorgabe von Gebäuden als Quader, Zylinder oder in Form einer Rasterdatei
- Berechnung der Gebäudeumströmung mit dem diagnostischen, mesoskaligen Windfeldmodell TALdiames (TALdia /JAN 04/)
- Abgasfahnenüberhöhung (nach VDI 3782 Blatt 3 /VDI 85/, VDI 3784 Blatt 2⁸ /VDI 90/ oder explizit vorgegeben)
- Schätzung der statistischen Unsicherheit
- Berechnung der Zeitreihe für Beurteilungspunkte

ARTM unterliegt der GNU-Lizenz und ist über die GRS-Homepage frei erhältlich /GRS 12b/. Zum Programmpaket gehört die Benutzeroberfläche GO-ARTM. Mittels dieser können sowohl die Rechenparameter eingegeben werden, ARTM gestartet und gesteuert werden als auch einfache graphische Aufbereitungen der Rechenergebnisse erzeugt werden. Eine ausführliche Programm- und Modelldokumentation gehört ebenfalls zum Programmpaket.

5.2.2 Nutzung kürzerer Zeitintervalle für Emissionen und meteorologische Bedingungen

Bei der ursprünglichen Entwicklung war der Einsatz von ARTM in Rahmen der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrISchV (AVV) /AVV 05/ für Langzeitausbreitungsrechnungen ausgelegt. Im Unterschied zu den genehmigten geringen Ableitungen im Normalbetrieb kann es bei Stör- oder Unfällen zu kurzzeitigen hohen Emissionen von Radionukliden kommen. Für den Einsatz nach SBG musste ARTM also vor al-

⁸ Die Berechnung der Abgasfahnenüberhöhung nach der Richtlinie VDI 3784 Blatt 2 „Ausbreitungsrechnung bei Ableitung von Abgasen über Kühltürmen“ erfordert das Programm VDISP /VDI 12/.

len Dingen bezüglich der Nutzung kürzerer Zeitintervalle für Emissionen und meteorologische Bedingungen untersucht werden. Des Weiteren wurden die Darstellungsmöglichkeiten (deterministischer beziehungsweise probabilistischer Ansatz) für Unfallanalysen betrachtet.

Das in ARTM verwendete Partikelmodell PARMOD unterliegt grundsätzlich keinen Einschränkungen im Hinblick auf die zeitlichen Verläufe der meteorologischen Eingangsdaten und hinsichtlich des zeitlichen Emissionsverlaufs. Demnach stellt eine Verkürzung des Zeitintervalls zur Darstellung zeitlich variabler Emissionen und meteorologischer Bedingungen zunächst nur ein programmtechnisches Problem dar.

Allerdings muss bei einer Verkürzung der verwendeten Zeitintervalle auch eine Anpassung der in ARTM implementierten meteorologischen Grenzschichtprofile der Richtlinie VDI 3783, Blatt 8 /VDI 02/, vorgenommen werden. Die in der Richtlinie dargestellten Vertikalprofile von Turbulenzparametern (Streuungen der turbulenten Windgeschwindigkeitsfluktuationen σ_u , σ_v und σ_w , Lagrangesche Korrelationszeiten bzw. turbulente Zeitskalen T_{Lu} , T_{Lv} und T_{Lw} , Diffusionskoeffizienten K_x , K_y , K_z) sind nicht dazu geeignet, die atmosphärische Turbulenz und die zugehörigen modellspezifischen Parameter für kurze Freisetzungsdauern (z. B. bei explosions- oder unfallbedingten Freisetzungen) zu beschreiben. Vielmehr können die in der Richtlinie angegebenen Formeln nur herangezogen werden, wenn Freisetzungen, die sich über den Zeitraum etwa einer Stunde erstrecken, modellhaft abgebildet werden sollen. Längere Freisetzungsdauern werden durch eine Aneinanderreihung quasistationärer Situationen behandelt. Da die Windgeschwindigkeit in einem kürzeren Zeitintervall weniger variiert, wird bei kürzeren Emissionsdauern die Breite der Fahne in der Regel überschätzt und der maximale Konzentrationswert unterschätzt, wenn man die Emissionsdauer nicht berücksichtigt.

Dies wird aus folgenden Überlegungen deutlich (Abb. 5.3): Eine kurzfristig freigesetzte Schadstoffwolke bewegt sich auf Grund langsamer Windrichtungsschwankungen entlang einer gekrümmten Trajektorie bei gleichzeitiger Vergrößerung durch turbulente Diffusion. Das von der Schadstoffwolke überstrichene Gebiet hat die Gestalt eines mäandrierenden Bandes, das mit zunehmender Quellentfernung breiter wird. Bei der in /VDI 02/ dargestellten Parametrisierung für kontinuierliche Freisetzungen von etwa einer halben Stunde kann die resultierende Luftschadstofffahne durch Überlagerung vieler aufeinander folgender Luftschadstoffwolken, die unterschiedlichen Trajektorien folgen, approximiert werden. Das von der kontinuierlichen Freisetzung beaufschlagte Gebiet wird dann durch die Einhüllende all dieser mäandrierenden Bänder bestimmt und

weist eine größere Fahnenbreite auf als die mäandrierende Fahne einer einzelnen Wolke. Hanna /HAN 82/ gibt eine auf Gifford /GIF 75/ zurückgehende empirische Approximation an, mit der die durch die lateralen Ausbreitungsparameter σ_y ausgedrückten Fahnenbreiten für unterschiedliche Freisetzungzeiten T_i mit $360 \text{ s} < T_i < 3600 \text{ s}$ ineinander umgerechnet werden können:

$$\sigma_{y_2} = \sigma_{y_1} \cdot (T_2/T_1)^{0,2} \quad (5.1)$$

Ähnliche Ansätze zur Berücksichtigung unterschiedlicher Mittelungs- oder Freisetzungzeiten werden auch in /JAN 00/, /BJO 98/ und /WIL 95/ angewendet.

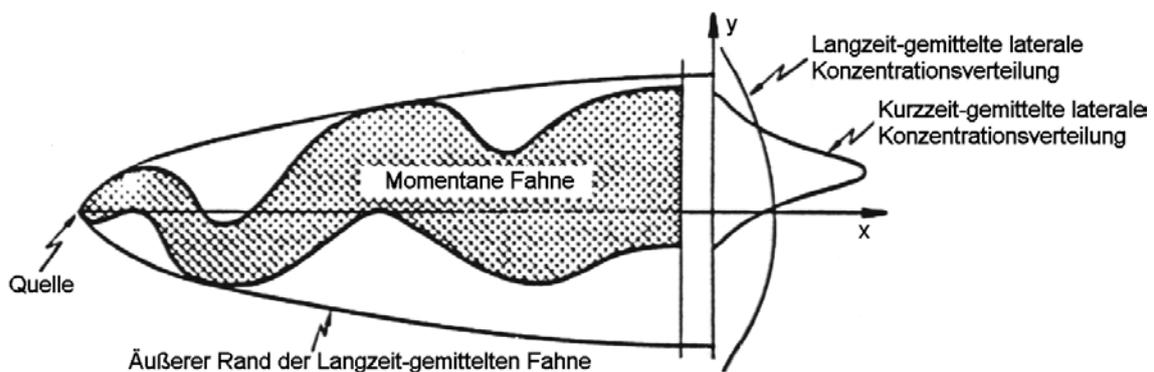


Abb. 5.3 Schematische Darstellung von Fahnenbreiten bei kurzfristigen und länger andauernden Freisetzungen (nach /MIK 84/)

In ARTM wurde deshalb eine Anpassung der implementierten meteorologischen Grenzschichtprofile für die horizontalen Fluktuationen σ_v in der Richtlinie VDI 3783, Blatt 8, vorgenommen: Ausgehend von einer für die Turbulenzparametrisierung nach /VDI 02/ adäquaten Mittelungszeitraum von einer Stunde ($T_1 = 3600 \text{ s}$) werden bei ARTM für kürzere Freisetzungzeiten T_2 mit $360 \text{ s} < T_2 < 3600 \text{ s}$ die horizontalen Fluktuationen σ_v entsprechend der Formel $\sigma_{v_2} = \sigma_{v_1} \cdot (T_2/T_1)^{0,2}$ reduziert.

Programmetechnisch wurde das Ansteuern kürzerer Emissionszeiten über die neu eingeführte NOSTANDARD-Option⁹ TEMIS=wert realisiert. Damit besteht jetzt die Möglichkeit, innerhalb des auf Stundenmittelwerte fixierten Zeitrasters von Zeitreihen auch kürzer als 3600 s dauernde Emissionen zu betrachten (Abb. 5.4). Es wird angenommen, dass

⁹ Sogenannte NOSTANDARD-Optionen dienen in ARTM dazu, über die Eingabedatei Programmeinstellungen zu wählen, die Abweichungen von in der TAL festgelegten Standardvorgaben darstellen.

die Freisetzung in den ersten $wert \times 3600$ Sekunden eines Stundenintervalls erfolgt. Beispielsweise bedeutet "NOSTANDARD;TEMIS=0,1667" in der ARTM-Eingabedatei, dass eine Freisetzung in den ersten 600 s der angegebenen Stunde stattfindet.

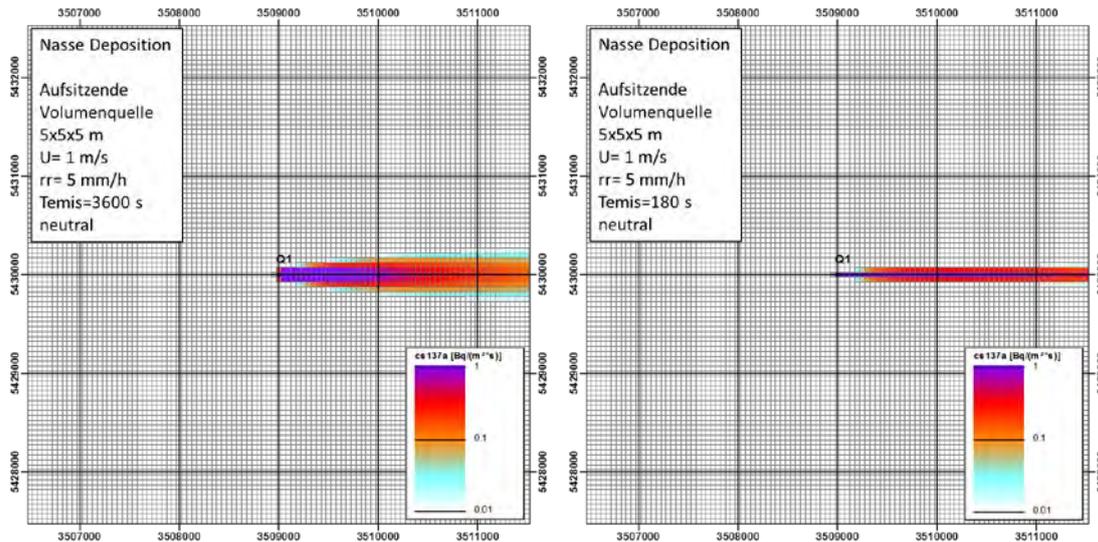


Abb. 5.4 Darstellung der nassen Deposition mit unterschiedlichen Freisetzungzeiten (links TEMIS=3600s; rechts TEMIS=180s) und daraus resultierenden breiten und schmalen Fahnen

In engem Zusammenhang hierzu steht die Tatsache, dass ARTM bisher keine Zeitreihen, die kürzer als 24 Stunden sind, verarbeiten konnte. Mit der ebenfalls neu eingeführten NOSTANDARD-Option NODAY kann diese Beschränkung umgangen werden. Zeitreihenrechnungen mit ARTM dürfen nun auch kürzer oder länger als 24 Stunden dauernde Zeitreihen einstündiger Mittelwerte beinhalten und können zu beliebiger Tagesstunde beginnen.

Eine Verkürzung des bisher bei Zeitreihen auf eine Stunde festgelegten minimalen Zeittaktes für Emissionen und meteorologische Bedingungen auf einen 10-Minuten-Takt ist mit einem hohen programmiertechnischen Aufwand verbunden, da an einer Vielzahl von Stellen Eingriffe im Source-Code erforderlich sind. Dies betrifft u. a. die Organisation und die Überprüfung der Zeitreihen "*.akterm" in der Quelldatei TalAKT.c. Weiter müssen alle Quelldateien, die das Herausschreiben und Einlesen von zeitabhängigen Daten bewerkstelligen (z. B. Zeitreihen an Bezugspunkten, zeitabhängige Dosisfelder), entsprechend angepasst werden. In Anbetracht der Tatsache, dass in den SBG das minimal zu bewertende Zeitintervall 8 Stunden ($k = 1$) beträgt, al-

so nur Mittelwerte dieses 8 h-Intervalls für weitere Untersuchungen herangezogen werden, wurde auf den Aufwand, auf 10-Minuten-Takt umzustellen, verzichtet.

5.2.3 Anlage des Projektes in GO-ARTM

Im ersten Schritt muss das Projekt als ARTM-Projekt mithilfe von GO-ARTM angelegt werden.

Folgende spezifische Festlegungen und Definitionen sind dabei zu berücksichtigen:

- Als meteorologische Eingangsbasis sind Emissionszeitreihen unter Verwendung einer entsprechenden `AKTERM` festzulegen.
- Die im Quellterm vorhandenen Nuklide sind mit „?“ zu markieren.
- Die `NOSTANDARD`-Optionen `CNC2D`, `NODAY` und `NOSHEAR` (nur bei Deterministik) sind zu aktivieren.
- Der Parameter `TEMIS` ist analog der gültigen Freisetzungszeit festzulegen.

Das Rechengebiet darf eine maximale Größe von 300×300 Gitterzellen nicht überschreiten. Da geschachtelte Netze nicht möglich sind, ist die Anzahl der Rechengebiete auf den Wert 1 festzulegen. Die maximale Anzahl von Nukliden beträgt 20. Die Höhe des meteorologischen Mastes ist bei deterministischer Vorgehensweise auf 10 m über Grund festzulegen; bei einer Probabilistik ist der reale Wert der Messstation einzugeben.

Falls die topografischen Gegebenheiten in Form einer Geländehöhendatei oder von in GO-ARTM definierten Gebäuden berücksichtigt werden sollten, so sind die Strömungsfelder durch einmaliges Starten des Projektes vor zu berechnen.

5.2.4 Editor für Zelleigenschaften

Das Ausbreitungsmodell ARTM berechnet die räumlichen Verteilungen von Radionuklidkonzentrationen, trocken und nass abgelagerte Radionuklide sowie die Beiträge zur Gammawolkenstrahlung auf einem kartesischen Rechengitter. Zur gezielten Auswertung der Ergebnisse musste ein Editor entwickelt werden, der es ermöglicht, jeder Gitterzelle gezielte Eigenschaften zuzuweisen. Diese Eigenschaften beeinflussen dann die Rechenverfahren des Dosis- und Auswertemoduls. So können im Dosismodul bei-

spielsweise Zellen mit speziellen Eigenschaften für bestimmte Pfade bei der Dosisberechnung aktiviert werden oder aber im Auswertemodul nur spezielle Zellen für die probabilistische Auswertung berücksichtigt werden.

Abb. 5.5 zeigt einen Screenshot des Editors für die Zelleigenschaften. Im ersten Schritt muss man ein bestehendes ARTM-Projekt laden. Ein eventuell schon vorhandenes Kataster mit Zelleigenschaften wird dann geladen und in der Grafik auf der rechten Fensterseite angezeigt. Als nächstes sollte man mit Hilfe des Klasseneditors die gewünschten Klassen durch Zuweisung eines Klassennamens und einer entsprechenden Farbe definieren. Die einmal angelegten Klassen kann man dann zur Zuweisung zu einzelnen Gitterzellen in einem Auswahlfenster anwählen.

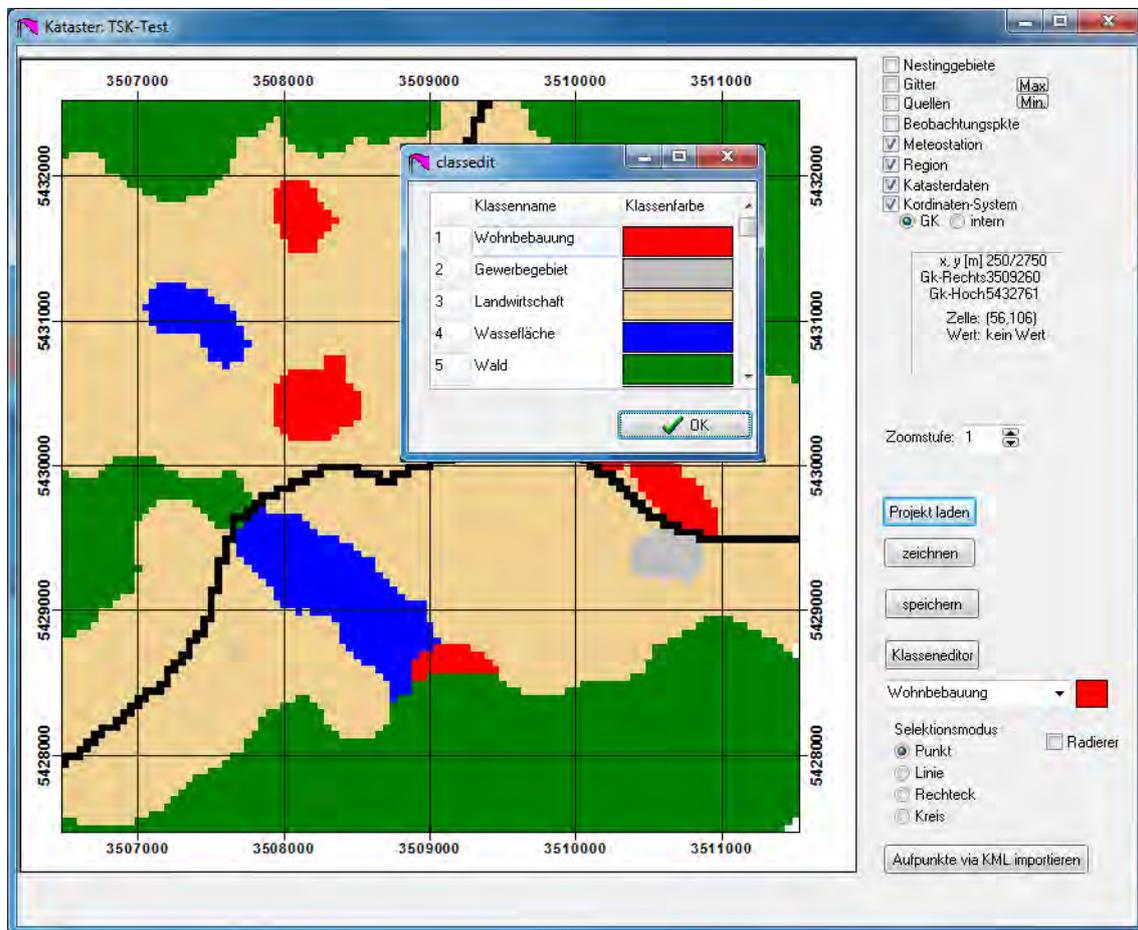


Abb. 5.5 Screenshot des Editor für die Zelleigenschaften

Diese Zuweisung kann auf zwei verschiedenen Wegen geschehen. Zum einen können die Gitterzellen über die verschiedenen Selektionsmodi Punkt, Linie, Rechteck und Kreis direkt mithilfe des Cursors gesetzt werden. Die Vorgehensweise hierbei ist weitgehend intuitiv:

- Punkt: Setzen einer einzelnen Gitterzelle mit Linksklick
- Linie: Setzen einer Verbindung zweier Gitterzellen durch Linksklick (festhalten) und ziehen auf eine zweite Gitterzelle
- Rechteck: Füllen eines rechteckigen Bereiches durch Linksklick (festhalten) in die obere linke Ecke und ziehen auf die rechte untere Ecke
- Kreis: Füllen eines kreisförmigen Bereiches durch Linksklick (festhalten) auf den Kreismittelpunkt und ziehen auf den erwünschten Radius.

Zum anderen besteht die Möglichkeit, bestimmte Aufpunkte aus einer KML-Datei auszulesen. Diese KML-Datei muss zuvor mithilfe eines KML-fähigen Geoinformationssystems (z. B. Google Earth) angelegt werden und die Koordinaten in Form von Längen- und Breitengraden enthalten. Um einen direkten Bezug zur Lage der Gitterzellen zu haben, kann zuvor durch Rechtsklick auf die Grafik und Auswahl der Funktion <KML-Export> die Datei `KATASTER.KML` erzeugt werden, welche die aktuell angezeigte Grafik enthält und direkt in einem KML-fähigen Geoinformationssystem angezeigt werden kann. Die Funktion <Radierer> funktioniert in umgekehrter Weise und bewirkt ein Rücksetzen der entsprechenden Gitterzellen.

Die Grafik der Zelleigenschaften kann durch die oben rechts befindlichen Schalter hinsichtlich des Koordinatensystems sowie der Anzeige der Meteostation, vorhandener Quellen, Nestinggebiete, Gitterzellen, Beobachtungspunkte sowie ggf. vorhandener Regionen (z. B. Betriebsgelände) beeinflusst werden.

5.2.5 Steuermodul

Die Hauptaufgabe des Steuermoduls liegt in der Steuerung der einzelnen ARTM-Läufe. Hierzu müssen Informationen zum Quellterm bereitgestellt, die entsprechenden Wettersequenzen selektiert und die Ergebnisdateien gesichert werden.

Im ersten Schritt wird ein bereits bestehendes ARTM-Projekt ausgewählt (Abb. 5.6). Das Projekt wird geladen und bezüglich der benötigten Strömungs- und Turbulenzfelder analysiert. Auf dieser Seite des Steuermoduls wird dann angezeigt, ob und wenn ja, welche Strömungsfelder vorab mit ARTM berechnet werden müssen. Hierzu in ein entsprechender Start der Oberfläche GO-ARTM von dieser Stelle aus möglich.

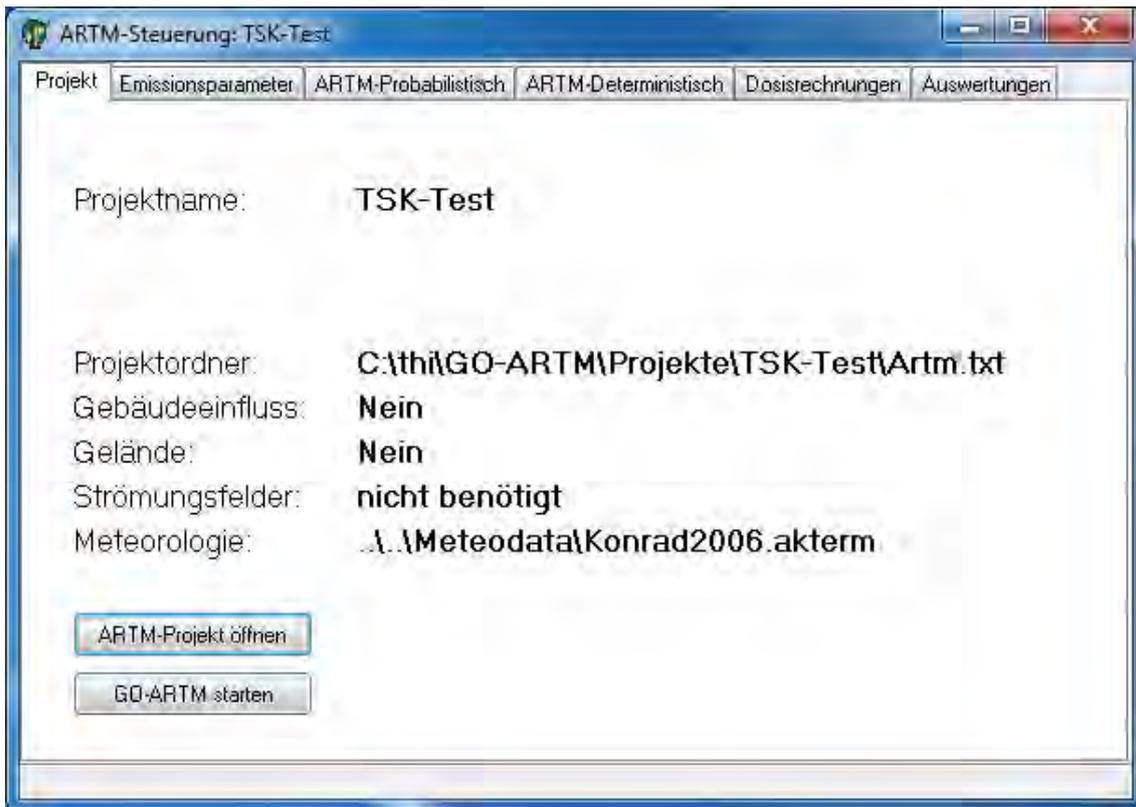


Abb. 5.6 Steuermodul: Auswahl des ARTM-Projektes

Als nächstes werden die Emissionsparameter festgelegt (Abb. 5.7). Die Dauer der Rechenperiode gibt hierbei an, über welchen Zeitraum sich jeweils eine ARTM-Rechnung erstrecken soll. Dieser Wert sollte so gewählt werden, dass alle emittierten Stoffe nach Ende der Rechenperiode das Rechengebiet verlassen haben oder zumindest alle interessierenden Aufpunkte passiert haben. Je nach Größe des Rechengebietes kann dieser Wert das Zeitintervall der letzten Freisetzung um 3 bis 4 Stunden überschreiten.

Für jede Stunde der Rechenperiode muss anschließend die freigesetzte Aktivität des jeweiligen Nuklides in Becquerel angegeben werden. Zusätzlich kann man die Freisetzungszeit als Bruchteil einer Stunde festlegen. Ein Wert von 0,1 bedeutet beispielsweise, dass die gesamte Aktivität in den ersten 6 Minuten der Rechenperiode freigesetzt wird.

Auf den Programmseiten ARTM-Probabilistisch/ARTM-Deterministisch kann nun ARTM in den einzelnen Ausbreitungsmodi angesteuert werden. Bei deterministischer Ausbreitung werden Rechnungen für sechs Diffusionskategorien und den jeweils zugeordneten Windgeschwindigkeiten bzw. Regenintensitäten nach vorheriger Abfrage durchgeführt und in den jeweiligen Unterverzeichnissen des Projektes abgelegt. Bei

zusätzlich vorhandener Beeinflussung der Strömungs- und Turbulenzfelder durch Bebauung oder Topografie wird für jede Diffusionskategorie die Ausbreitungsrichtung in 10°-Schritten von 0° (Anströmung aus Norden) bis 350° variiert. Ansonsten wird eine Ausbreitungsrichtung von 270° (Anströmung von Westen) angenommen. Als Windgeschwindigkeit wird gemäß SBG $u = 1$ m/s in Anemometerhöhe und als Regenintensität $rr = 5$ mm/h bei den Diffusionskategorien C, D, E und $rr = 0$ mm/h bei A, B und F in der Datei ZEITREIHE.DMNA abgelegt.

Fr.Zeit	Quelle 01									
	co60a-2	co60a-3	co60a-4	sr90a-2	sr90a-3	sr90a-4	cs134a-2	cs134a-3	cs134a-4	
1	5.41E+05	1.97E+06	1.06E+06	2.96E+05	1.05E+06	6.22E+05	7.35E+03	2.41E+04	2.54E+04	
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Abb. 5.7 Steuermodul: Eingabe der Emissionsparameter

Bei probabilistischer Ausbreitungsmodellierung wird für jeden möglichen Beginn einer Emissionssequenz in der Datei ZEITREIHE.DMNA mit dem angegebenen Quellterm gerechnet.

Die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen werden von dem Steuermodul in die entsprechenden Unterverzeichnisse (RUN00001 bis RUN00006 bzw. RUN00216 bei Deterministik und RUN00001 bis RUNnnnnn, nnnnn = Anzahl Datensätze in der Datei ZEITREIHE.DMNA im Hauptprojekt bei Probabilistik) gespeichert. Die Speicherung erfolgt für jedes Nuklid und jeden Ausbreitungspfad (nasse und trockene Deposition, bodennahe Konzentration, Gammasubmersion für beide Energiebereiche 0,1 MeV und 1 MeV) in separaten Dateien.

Da die Ausbreitungsrechnungen besonders bei probabilistischer Vorgehensweise und der Verwendung von Strömungsfeldern sehr zeitintensiv sein können, ermöglicht der

Laufbalken am rechten Bildschirmrand eine Schätzung der Restlaufzeit der Rechnungen.

5.2.6 Dosisberechnung

Zur deterministischen oder probabilistischen Dosisberechnung musste das bestehende Dosismodell aus BEREK in das in DELPHI2010 entwickelte Steuermodul portiert werden. Die folgenden Unterabschnitte befassen sich mit dem Rechenverfahren, der Validierung und der Implementierung des Programms.

5.2.6.1 Generelles Rechenverfahren im Dosismodul

Die Strahlenexposition wird gemäß Störfallberechnungsgrundlagen für Auslegungsstörfälle für die Leitlinien zur Beurteilung der Auslegung von Kernkraftwerken mit DWR (SBG) zu § 49 StrlSchV (Neufassung des Kapitels 4: Berechnung der Strahlenexposition, Empfehlung der Strahlenschutzkommission vom 11. September 2003) /SSK 04/ berechnet. Ausgangspunkt war das in der GRS entwickelten PC-Programm BEREK zur Berechnung der Dosisbelastungen bei Störfällen in der Umgebung von Kernkraftwerken mit DWR oder anderen kerntechnischen Einrichtungen, das Störfälle entsprechend der Richtlinie zur StrlSchV § 28 Abs. 3 Störfallberechnungsgrundlage von 1994 (SBG 94, Stand: Juli/August 1994) behandelt und nach der Aktualisierung im Jahre 2003 auf den Stand der Störfallberechnungsgrundlagen (SBG-2003) zu § 49 StrlSchV in der Entwurfsfassung vom 11.08.2003 gebracht worden war.

Für die Dosisberechnung aus Emissionen radioaktiver Stoffe mit Luft sind folgende Expositionspfade zu berücksichtigen:

- Zur Ermittlung der äußeren Strahlenexposition:
 - Exposition durch Betastrahlung innerhalb der Abluffahne (Betasubmersion)
 - Exposition durch Gammastrahlung aus der Abluffahne (Gammastrahlung)
 - Exposition durch Gammastrahlung der am Boden abgelagerten radioaktiven Stoffe (Bodenstrahlung)
- Zur Ermittlung der inneren Strahlenexposition:
 - Exposition durch Aufnahme radioaktiver Stoffe mit der Atemluft (Inhalation)

- Exposition durch Aufnahme radioaktiver Stoffe mit der Nahrung (Ingestion)

auf dem Weg

- Luft – Pflanze
- Luft – Futterpflanze – Kuh – Milch
- Luft – Futterpflanze – Tier – Fleisch
- Luft – Muttermilch
- Luft – Nahrung – Muttermilch

Nach den Änderungen der SBG-2003 werden als kritische Personengruppen sechs Altersgruppen betrachtet:

- ≤ 1 Jahr (Säuglinge),
- 1 bis ≤ 2 Jahre (Kleinkinder),
- 2 bis ≤ 7 Jahre,
- 7 bis ≤ 12 Jahre,
- 12 bis ≤ 17 Jahre,
- > 17 Jahre (Erwachsene).

Dabei gehen die Ingestionspfade für den Säugling im ersten Lebensjahr durch die Aufnahme radioaktiver Stoffe mit der Muttermilch über die Wege:

- Luft – Muttermilch und
- Luft – Nahrung – Muttermilch,

auf die Aktivitätsaufnahme durch die Mutter über Inhalation und Ingestion zurück. Eine detaillierte Beschreibung des Berechnungsverfahrens befindet sich in /SSK 04/.

5.2.6.2 Einbau und Validierung des Dosismoduls

Nachfolgend wird über Vergleichsrechnungen mit dem bewährten Programm BEREG und dem neuen Steuermodul für Transportunfallanalysen und den darin enthaltenen neu entwickelten Unterprogrammen der Dosisberechnung (SBGdo2) nach SBG berichtet.

Für zwei Nuklide Cs-137 und Am-241 und bei zwei Quelldistanzen (150 m, 6250 m) werden Vergleiche von Rechenergebnissen des Programms BEREG mit dem neuen Delphi-Programm dargestellt (Abb. 5.8, Abb. 5.9). Außerdem wird jeweils die Inhalationsdosis für die kritische Person Erwachsener für die beiden Fälle ohne Programmhilfe direkt unter Verwendung der Quellstärken, Ausbreitungsfaktor χ , SBG-Atemrate und Dosisfaktor berechnet. Der Ausbreitungsfaktor sowie die Fallout- und Washout-Faktoren wurden für diese Vergleichsrechnung aus einer vorhergehenden Berechnung mit dem Programm COSYMA berechnet und hier für diese Vergleichsrechnung verwendet.

Distanz: 150 m	Cs-137	QT	D-INGEST	D-INHAL	D-G-BODEN	D-STEP	D-SUM	ING_ANT
		[Bq]	[Sv]	[Sv]	[Sv]	[Sv]	[Sv]	[-]
AED < 10µm	BEREG504	8.52E+05	1.40E-06	6.69E-09	2.66E-06	4.07E-06		
10 µm < AED <= 20 µm	BEREG504	7.10E+05	1.43E-06		2.72E-06	4.16E-06		
20 µm < AED <= 50 µm	BEREG504	1.26E+06	5.11E-06		9.64E-06	1.47E-05		
50 µm < AED <= 100 µm	BEREG504	1.07E+06	9.63E-06		1.80E-05	2.76E-05	5.0530E-05	0.34771423
AED < 10µm	SBGdo2	8.52E+05	1.41E-06	6.68E-09	2.66E-06	4.08E-06		
10 µm < AED <= 20 µm	SBGdo2	7.10E+05	1.43E-06		2.72E-06	4.15E-06		
20 µm < AED <= 50 µm	SBGdo2	1.26E+06	5.11E-06		9.64E-06	1.48E-05		
50 µm < AED <= 100 µm	SBGdo2	1.07E+06	9.63E-06		1.80E-05	2.76E-05	5.0607E-05	0.34738497

Distanz: 150 m	Cs-137	QT	CHI	Q · CHI	Atemrate	DF-eff-EW	D-eff-INH-EW
		[Bq]	[s/m³]	[Bq s/m³]	EW SBG [m³/s]	[Sv/Bq]	[Sv]
AED < 10µm	ohne Prog.	8.52E+05	5.30E-04	4.51E+02	3.80E-04	3.90E-08	6.69E-09

Abb. 5.8 Vergleich von Rechenergebnissen ermittelt von BEREG Version 5.04 und SBGdo2 für Cs-137 und 150 m Quelldistanz (oben) sowie Berechnung der Inhalationsdosis (unten)

Distanz: 6250 m	Am-241	QT	D-INGEST	D-INHAL	D-G-BODEN	D-STEP	D-SUM	ING_ANT
		[Bq]	[Sv]	[Sv]	[Sv]	[Sv]	[Sv]	[-]
AED < 10µm	BEREG504	6.99E+04	1.38E-08	3.58E-09	2.03E-10	1.76E-08		
10 µm < AED <= 20 µm	BEREG504	6.79E+04	1.23E-08		2.04E-10	1.25E-08		
20 µm < AED <= 50 µm	BEREG504	1.91E+05	2.24E-08		3.27E-10	2.27E-08		
50 µm < AED <= 100 µm	BEREG504	1.86E+06	1.29E-09		1.32E-11	1.31E-09	5.4110E-08	9.20E-01
AED < 10µm	SBGdo2	6.99E+04	1.38E-08	3.58E-09	2.03E-10	1.76E-08		
10 µm < AED <= 20 µm	SBGdo2	6.79E+04	1.23E-08		2.04E-10	1.25E-08		
20 µm < AED <= 50 µm	SBGdo2	1.91E+05	2.24E-08		3.27E-10	2.27E-08		
50 µm < AED <= 100 µm	SBGdo2	1.86E+06	1.29E-09		1.32E-11	1.30E-09	5.4117E-08	9.20E-01

Distanz: 6250 m	Am-241	QT	CHI	Q · CHI	Atemrate	DF-eff-EW	D-eff-INH-EW
		[Bq]	[s/m³]	[Bq s/m³]	EW SBG [m³/s]	[Sv/Bq]	[Sv]
AED < 10µm	ohne Prog.	6.99E+04	1.4031E-06	9.81E-02	3.80E-04	9.60E-05	3.58E-09

Abb. 5.9 Vergleich von Rechenergebnissen ermittelt von BEREG Version 5.04 und SBGdo2 für Cs-137 und 6250 m Quelldistanz (oben) sowie Berechnung der Inhalationsdosis (unten)

Die von den Rechenprogrammen ermittelte Inhalationsdosis wird durch diese Berechnung ohne Einschränkung bestätigt. Bei den übrigen Rechenergebnissen der Rechenprogramme zur Effektivdosis durch Ingestion und Bodenstrahlung werden teilweise sehr kleine Unterschiede registriert, die in der Gesamtdosis einschließlich der Inhalationsdosis einen relativen Unterschied von maximal etwa 1 Promille ausmachen.

Die neu entwickelten Dosismodule werden im Rahmen der Dosisberechnung von ARTM verwendet.

5.2.6.3 Implementierung des Dosismoduls in das Programm

In Abb. 5.10 ist der Bildschirm zur Festlegung der Parameter zur Dosisberechnung zu sehen.

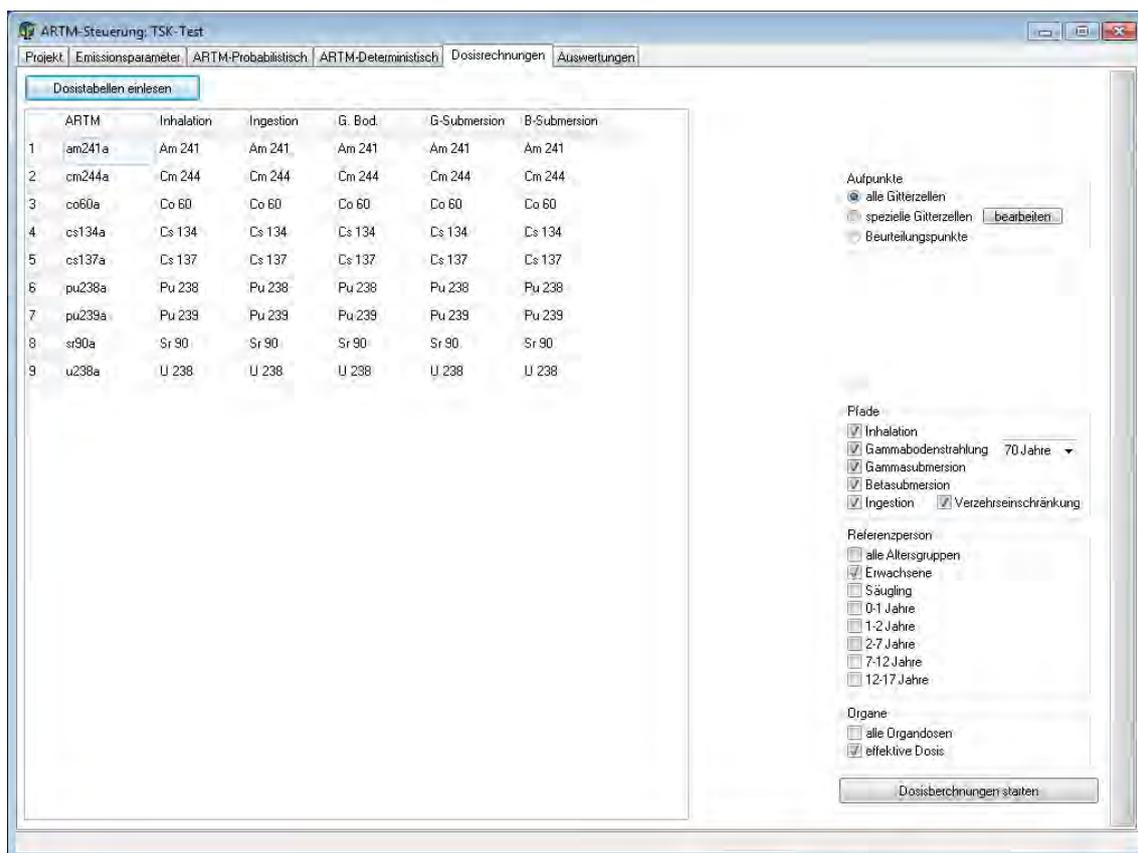


Abb. 5.10 Steuermodul: Festlegung der Parameter zur Dosisberechnung

Zu Anfang werden dabei für jedes mit ARTM ausgebreitete Nuklid die (maximierten) Dosisfaktorsätze nach /BMJ 01/ für jeden Pfad zugewiesen. Bei der Ersteingabe wird dazu ein Vorschlag gemacht, der in der Regel akzeptiert werden kann. Bei bestimmten

Nukliden oder zu Versuchszwecken kann von diesem Vorschlag abgewichen werden. Diese selektierbaren Dosisätze stehen aus Gründen des schnelleren Zugriffs in der Datei `SBG_dat.txt`. Bei einer eventuellen Änderung der Dosisfaktoren in den EXCEL-Dateien (`inh_00-01max.xls`, `inh_01-02max.xls`, `inh_02-07max.xls`, `inh_07-12max.xls`, `inh_12-17max.xls`, `inh_erw-max.xls`, `ing_00-01max.xls`, `ing_01-02max.xls`, `ing_02-07max.xls`, `ing_07-12max.xls`, `ing_12-17max.xls`, `ing_erw-max.xls`, `Gsub-mT.xls`, `Bsub-mT.xls` und `Bod-mT.xls`) muss die Textdatei `SBG_dat.txt` gelöscht werden. Sie wird dann neu erzeugt. Wenn die Zuweisung bereits gemacht wurden, so kann dieser Vorgang mit <Dosistabellen einlesen> übersprungen werden.

Als mögliche Aufpunkte zur Dosisberechnung stehen die Auswahlmöglichkeiten 'alle Gitterzellen', 'spezielle Gitterzellen' oder 'Beurteilungspunkte' (noch nicht implementiert) zur Verfügung. Wird 'spezielle Gitterzellen' ausgewählt, so kann der Editor für die Zelleigenschaften (s. Abschnitt 5.2.4) von dieser Stelle aus gestartet werden.

Als Nächstes können die betrachteten Pfade aktiviert werden. Bei der Gammabodenstrahlung kann zusätzlich der Zeitraum für die Integration festgelegt werden. Je nach Anwendungsfall variiert dieser von 70 Jahre, 1 Jahr, 30 Tage bis hinunter zu 7 Tagen. Zusätzlich kann an dieser Stelle noch bestimmt werden, ob bei der Ingestion die in der SBG vorgesehene Verzehrseinschränkung bis 2 km gelten soll.

Bei Transportrisikoanalysen stand als Referenzperson bisher nur der Erwachsene bzw. das einjährige Kind im Vordergrund. Nach SBG sind alle Altersklassen zu berücksichtigen. Es kann also Anwendungsfälle geben, bei denen der Fokus nur auf einer bestimmten Altersklasse liegt. Aus demselben Grund ist vor der Dosisberechnung die Einschränkung auf die Berechnung der effektiven Dosis möglich. Durch eine Doppelklick können einzelnen Nuklide vor der Dosisberechnung deaktiviert bzw. aktiviert werden.

Durch das Betätigen des Schalters zur Dosisberechnung werden für jeden ARTM-Lauf die ermittelten Konzentrationsverteilungen geladen. Anschließend wird die Dosisberechnung entsprechend den Einstellungen auf dieser Seite und nach den Vorgaben der SBG durchgeführt. Da die Rechnungen besonders bei probabilistischer Vorgehensweise sehr zeitintensiv sein können, ermöglicht der Laufbalken am rechten Bildschirmrand eine Schätzung der Restlaufzeit der Dosisermittlung.

5.2.7 Auswertungen

Das Auswertemodul für die Rechenläufe erreicht man über den Reiter <Auswertungen>. Die Abb. 5.11 zeigt den Bildschirm des Auswerteteils im Steuermodul für ARTM. Zunächst wird dort die Aufpunktstrategie festgelegt. Hier wird angegeben, ob bei der Berechnung der gesamten effektiven Dosis (bzw. des maximalen Ausschöpfungsgrades einer Organdosis) alle Pfade an einem Ort zu berechnen sind oder ob der jeweils maximale Wert einer Gruppe von Pfaden an möglicherweise verschiedenen Aufpunkten heranzuziehen ist. Das bei Transportunfallanalysen nur ein Aufpunkt für alle Pfade betrachtet wird, ist nur in die erste der Auswahlmöglichkeiten implementiert.

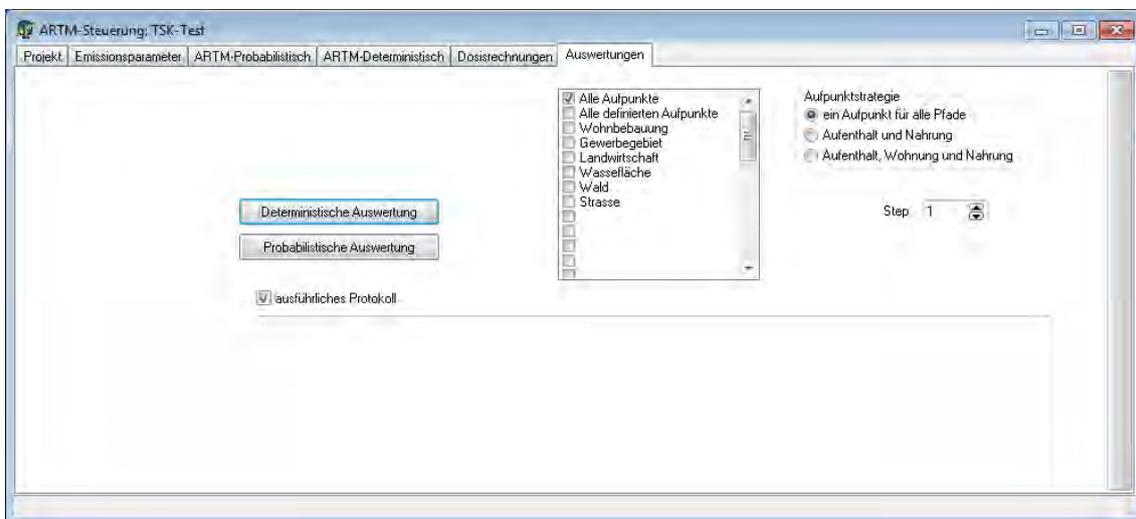


Abb. 5.11 Steuermodul: Auswertung der Rechenläufe

Im nächsten Schritt werden die Aufpunkte selektiert. Es können alle berechneten Aufpunkte, alle definierten Aufpunkte (siehe Abschnitt 5.2.4) oder nur die Gitterzellen, denen bestimmte Klassen zugewiesen wurden, ausgewählt werden. So ist es hier beispielsweise möglich nur Gitterzellen der Eigenschaft „Betriebszaun“ oder „Entfernung 500 m“ in die Auswertung einzubeziehen, wenn diese im Klasseneditor definiert sind.

5.2.7.1 Deterministische Auswertung

Die deterministische Auswertung berechnet für alle gefundenen Läufe die gewünschte Dosis an allen selektierten Aufpunkten und gibt die Zellen mit den jeweils höchsten Ausschöpfungsgraden der Grenzwerte an. Bei detaillierter Protokollausgabe wird der Pfad für jeden gefundenen Aufpunkt jeweils mit angegeben. Am Ende folgt eine Zu-

sammenfassung mit der Angabe des Laufes (bzw. der Diffusionskategorie), der Gitterzelle, des Organs und der Altersklasse und der anschließenden Ausgabe des absoluten Maximums.

5.2.7.2 Probabilistische Auswertung

Bei der probabilistischen Auswertung wird die Wahrscheinlichkeit des Einzellaufes mit in die Berechnung einbezogen. Es wird für alle gefundenen Läufe die gewünschte Dosis an allen selektierten Aufpunkten berechnet und die Zellen mit den jeweils höchsten Ausschöpfungsgraden angegeben. Bei detaillierter Protokollausgabe wird der Pfad für jeden gefundenen Aufpunkt jeweils mit genannt. Am Ende folgt die Sortierung der Dosiswerte der Läufe für die selektierten Aufpunkte nach der Höhe der Dosis, nach einer Zusammenfassung mit der Angabe des Laufes (bzw. der Diffusionskategorie), der Gitterzelle, des Organs und der Altersklasse und der anschließenden Ausgabe des absoluten Maximums. Da die Rechnungen besonders bei probabilistischer Vorgehensweise sehr zeitintensiv sein können, ermöglicht der Laufbalken am rechten Bildschirmrand eine Schätzung der Restlaufzeit der Dosisermittlung.

Nach dem Auswertelauf wird automatisch das Grafikenster erzeugt. Es enthält die CCFD (komplementär kumulative Häufigkeitsverteilung der Dosis) des letzten Auswertungslaufes (Abb. 5.12). Die Grafik gibt an, mit welcher Wahrscheinlichkeit für die betrachteten Aufpunkte Dosen existieren, die größer als der angegebene Wert sind. Bis zu fünf CCFDs können so in nacheinander ablaufenden Auswertungsläufen übereinander gelegt werden. <Zurücksetzen> löscht die zuletzt erstellte Grafik.

<Zwischenspeicher> legt die aktuelle Grafik als Metafile im Windows-Zwischenspeicher ab und kann so zur Auswertung weiter verwendet werden.

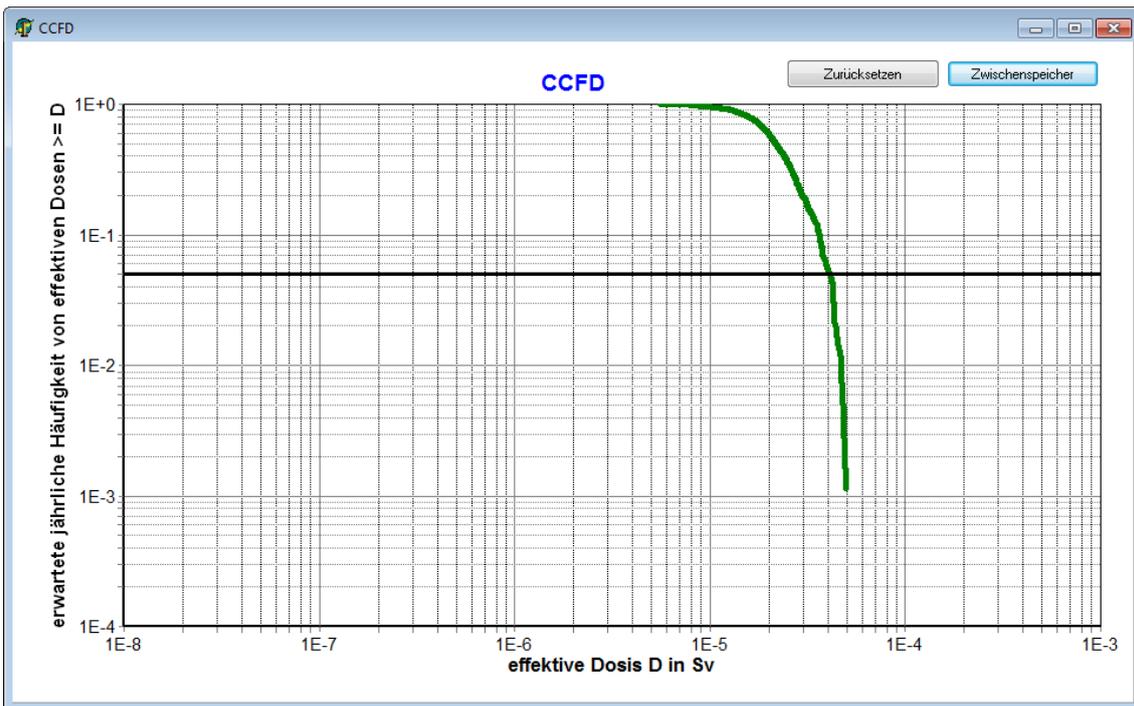


Abb. 5.12 Steuermodul: CCFD der ausgewerteten Rechenläufe

5.3 Beispielanwendungen

Die in folgenden Abschnitt dokumentierten Beispiele dienen der Verifizierung der in Steuermodul implementierten Verfahren. Die Beispielanwendung wurde für einen Unfall mit bodennaher Freisetzung mit den Bedingungen der TSK 2009 und einer Freisetzung von insgesamt $3,9 \cdot 10^8$ Bq Cs-137 durchgeführt. Die Freisetzung erfolgt somit bodennah und es wurde die kleinste in ARTM einstellbare Zeit von 180 s vorgegeben. Die Partikel verteilten sich gemäß dem angenommenen Lastfall so auf die Partikelgrößenbereiche, dass es etwa 80 % nicht-lungengängige Partikel gab.

5.3.1 Deterministische Auswertung in bestimmten Entfernungsradien

Um die deterministische Analyse der probabilistischen gegenüberstellen zu können, wurden die auch schon in der TSK 2009 unter COSYMA verwendeten Radien 150 m, 250 m und 1150 m (und 2000 m) in ein entsprechendes ARTM-Kataster umgesetzt (Abb. 5.13). Anschließend wurden mit ARTM auf diesen Radien die mittleren Konzentrationen für das Jahr 2006 ermittelt und deterministische Ergebnisse auf diesen Radien ermittelt.

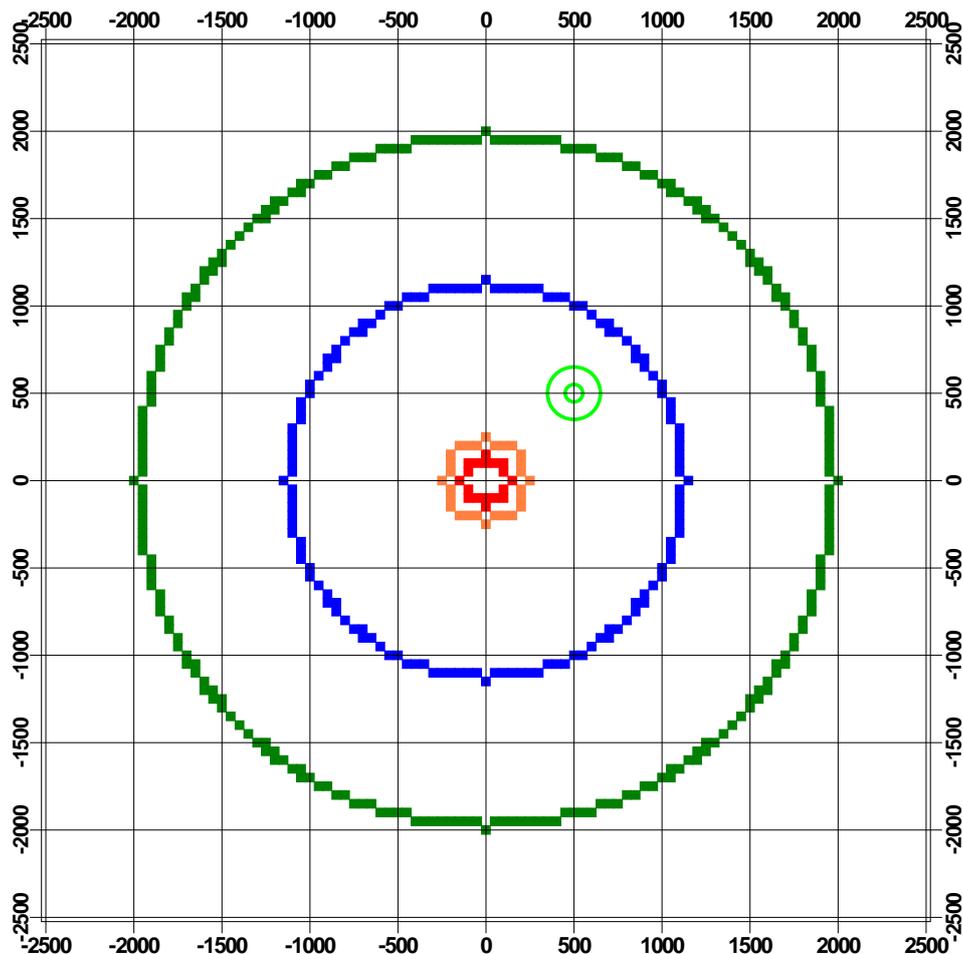


Abb. 5.13 Kataster für den Vergleich der Ausbreitungsmodelle

Als Ergebnis der deterministischen Auswertung des beschriebenen Falles erhält man die in Tab. 5.1 angegebenen Maximalwerte der effektiven Dosis des Erwachsenen für die jeweiligen Entfernungen.

Tab. 5.1 Ergebnis der deterministischen Auswertung

Radius/Zelle (m)	Diffkat.	Ingestion (Sv)	Gammabodenstr. (Sv)	Inhalation (Sv)	Summe (Sv)
150	B	$4,34 \cdot 10^{-6}$	$8,08 \cdot 10^{-6}$	$1,03 \cdot 10^{-8}$	$1,24 \cdot 10^{-5}$
250	B	$1,62 \cdot 10^{-6}$	$3,02 \cdot 10^{-6}$	$4,90 \cdot 10^{-9}$	$4,64 \cdot 10^{-6}$
1150	F	$2,05 \cdot 10^{-7}$	$3,82 \cdot 10^{-7}$	$2,69 \cdot 10^{-9}$	$5,90 \cdot 10^{-7}$
2000	E	$2,56 \cdot 10^{-7}$	$2,16 \cdot 10^{-8}$	$1,38 \cdot 10^{-10}$	$2,78 \cdot 10^{-7}$

Die Beiträge der Submersionsdosen wurden auch bestimmt, sie spielten im vorliegenden Fall jedoch keine Rolle.

5.3.2 Probabilistische Auswertung in bestimmten Entfernungsradien

Nach der deterministischen Analyse wurde für das Jahr 2006 auch eine probabilistische Auswertung mit dem Steuermodul gemacht. Abb. 5.14 zeigt das Ergebnis der probabilistischen Rechnung für die vier Entfernungen 150 m, 250 m, 1150 m und 2000 m. Aus dieser Grafik lassen sich die 95 %-Werte für die einzelnen Entfernungen ablesen zu 32 μSv , 12 μSv , 1,3 μSv und 1,1 μSv .

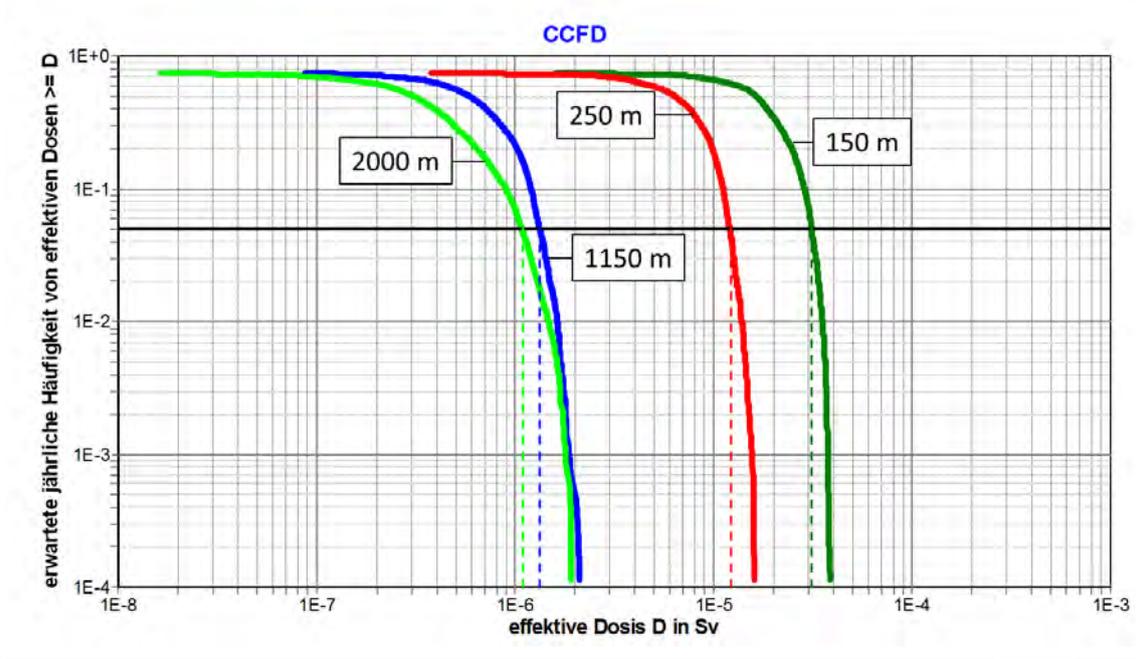


Abb. 5.14 Ergebnis der probabilistischen Rechnung

Es fällt auf, dass die mit deterministischen Methoden bestimmten Werte deutlich kleiner sind als die Werte mit der probabilistischen Verfahrensweise. Das liegt daran, dass die deterministische Vorgehensweise nur dann abdeckend ist, wenn überwiegend kleine Partikel emittiert werden. In der hier betrachteten Freisetzungsklasse mit bodennahen Freisetzungen von Partikeln $> 10 \mu\text{m}$ AED sind die großen Partikel bei der vorgeschriebenen Windgeschwindigkeit von 1 m/s in 10 m über Grund schon vor dem Erreichen des ersten Radius auf dem Boden abgelagert. Einen deutlich höheren Expositionswert der dominierenden Bodenstrahlung und der Ingestion liefern hier Wetterbedingungen, die mit höheren Windgeschwindigkeiten in Verbindung stehen.

Zu Testzwecken ist es an dieser Stelle möglich, eine Schrittweite in der probabilistischen Berechnung anzugeben. Diese gibt an, ob jeder (Wert = 1) oder z. B. nur jeder

zehnte (Wert = 10) Datensatz zur Auswertung verwendet werden soll. Einen Anhaltspunkt zu den erreichten Genauigkeiten gibt die Abb. 5.15.

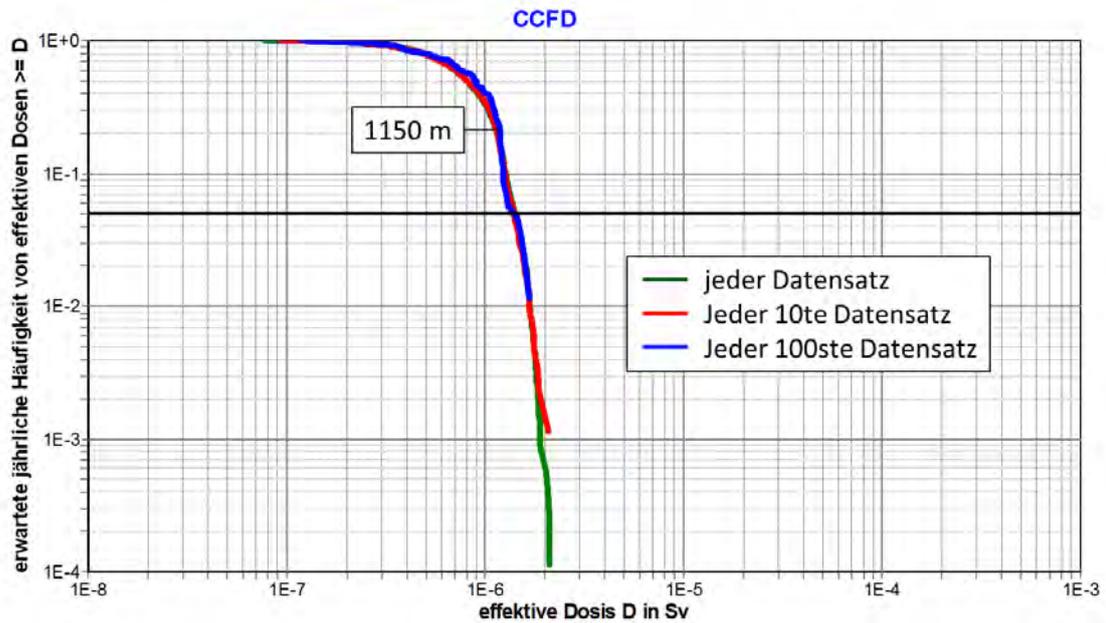


Abb. 5.15 Ergebnis der probabilistischen Ausbreitungsrechnung in Abhängigkeit von der Anzahl der berechneten Datensätze

5.4 Zusammenfassung und Ausblick zu den methodischen Verfahren

Im Rahmen des Vorhabens wurde die Modellumgebung zur Ausbreitungs- und Dosisberechnung angepasst. Dadurch ist nun eine flächendeckende, sowohl deterministische als auch probabilistische Auswertung in Anlehnung an die Störfallberechnungsgrundlagen möglich. Vor der Umstellung war die Dosisberechnung und damit die Gesamtauswertung entsprechend der alten Modellkette (siehe Abb. 5.1 oben) lediglich in konzentrischen Kreisen in festgelegten Abständen (150 m, 250 m, 1150 m und 2000 m) möglich. Die im alten Verfahren mit COSYMA und LASAT verwendeten Dosisberechnungsmethoden entsprachen nicht mehr denen der aktuellen SBG.

Die Ausbreitungsrechnung erfolgt jetzt mit dem Programm ARTM. Dieses wurde für die spezifischen Anforderungen einer kurzzeitigen Freisetzung angepasst. Um die Vielzahl der benötigten Simulationen mit möglichst wenig Aufwand aufsetzen, durchführen und auswerten zu können, wurde ein Steuermodul entwickelt. Insbesondere wird auch die Dosisberechnung nach SBG durch das Steuermodul übernommen. Ein Vergleich der

Dosisberechnungen des Steuermoduls mit den (vergleichbaren) Ergebnissen des (deterministisch nach SBG rechnenden) Dosisberechnungsprogramms BEREG zeigte lediglich Abweichungen im Promille-Bereich. Mit dem Steuermodul ist es zudem auch möglich, bei einer probabilistischen Auswertung Grafiken zur komplementär kumulativen Häufigkeitsverteilung der Dosis (CCFDs) zu erzeugen.

Für eine sinnvolle Dosisberechnung ist zudem eine Zuweisung von Landnutzungsclassen zu den einzelnen Gitterzellen des Rechengitters nötig. Um dies auf eine einfache, intuitive Weise zu ermöglichen, wurde ein Editor für Zelleigenschaften entwickelt.

Abschließend wurden zur Verifikation des Steuermoduls Beispielanwendungen aus TSK 2009 simuliert. Dabei zeigte sich, dass die deterministische Auswertung bei den betrachteten Entfernungen nicht abdeckend ist. Die probabilistische Auswertung lieferte teilweise deutlich höhere effektive Dosen, was auf den Einfluss von höheren Windgeschwindigkeiten in Kombination mit sedimentierenden Partikeln zurückgeführt werden kann, die bei der deterministischen Auswertung nicht berücksichtigt werden.

Sedimentierende Partikel können insbesondere durch die Ablagerung im Nahfeld des Unfalls durch die Bodenstrahlung einen entscheidenden Beitrag zur effektiven Dosis leisten. Zukünftig sollte deshalb der Nahbereich (Abstand zur Quelle kleiner als 150 m) genauer betrachtet werden. Dies ist mit der neuen Modellkette möglich.

Gebäude in der Nähe der Quelle können zudem einen großen Einfluss auf die lokalen Strömungsfelder und damit die Ausbreitung der Nuklide haben. Da mit der neuen Modellkette im Gegensatz zum alten Ansatz eine explizite Auflösung von Gebäuden möglich ist, sollten hier vergleichende Studien durchgeführt werden, um einschätzen zu können, in wieweit die berechneten Dosen durch den Gebäudeeinfluss abgeändert werden.

6 Zusammenfassung

Mit den Annahmen für die beiden erstellten Prognoseszenarien 2020 und 2040 ergeben sich im direkten Vergleich mit dem 80 %/20 %-Szenario der Transportstudie Konrad 2009 nur geringe Unterschiede. Obwohl sich sowohl die Verteilung der mittleren Aktivitäten je Transporteinheit und die Ortsdosisleistungen der Abfallgebinde ändern, führt dies beim Normaltransport nur zu sehr kleinen Änderungen der beförderungsbedingt zu erwartenden Dosis für die Bevölkerung. Exemplarisch wurde die effektive Dosis für erwachsene Anwohner der Hauptanlieferungsstrecken in 5 m Abstand zur Strecke bei ganzjährigem Aufenthalt im Freien entsprechend der Prognoseszenarien neu berechnet. Im Vergleich zur TSK 2009 ergibt sich dabei nur ein geringer Anstieg von etwa 0,2 % für das Prognoseszenario 2020 sowie von etwa 1,2 % für das Prognoseszenario 2040 im Vergleich zur TSK 2009 bei Annahme eines Transports zu 100 % über Schiene bzw. Straße. Die effektive Dosis steigt somit von 0,025 mSv/a (TSK 2009) auf 0,026 mSv/a (Prognoseszenario 2040) für die beiden hypothetischen Szenarien 100 % Schiene und 100 % Straße.

Insgesamt nehmen die Unfallhäufigkeiten mit Freisetzung vom 80 %/20 %-Szenario der TSK 2009 über das Szenario 2020 hin zum Szenario 2040 geringfügig ab: Szenario 2020: $3,4 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$ und Szenario 2040: $3,1 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$ (zum Vergleich: 80 %/20 %-Szenario der Transportstudie Konrad 2009: $3,9 \cdot 10^{-3} \text{ a}^{-1}$). Die Eintrittshäufigkeit, mit der in der Endlagerregion beim kombinierten Transportmodus mit einem Transportunfall zu rechnen ist, der ohne Gegenmaßnahmen bei 150 m Entfernung vom Unfallort zu Strahlenexpositionen im Bereich der natürlichen Strahlenexposition eines Jahres in Höhe von etwa 2 mSv/a führen könnte, liegt bei den Prognoseszenarien 2020 und 2040 bei jeweils ca. $8,3 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr (zum Vergleich: 80 %/20 %-Szenario der TSK 2009: ca. $9 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr). Neben den oben aufgeführten Auswirkungen für die Bevölkerung beim Normaltransport zeigt sich auch bei der Unfallrisikoanalyse, dass auf Grundlage der Prognoseszenarien 2020 und 2040 sich die Auswirkungen auf etwa dem gleichen Niveau befinden wie bereits in der TSK 2009 dargestellt.

Die Sensitivitätsstudien zeigen, dass insbesondere die Unfallsimulation bei sehr kleinen Eintrittswahrscheinlichkeiten (etwa $1 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr) einen merklichen Einfluss auf den Kurvenverlauf der CCFD haben kann. Mit höheren Eintrittshäufigkeiten (etwa ab 10^{-6} pro Jahr) ist dieser Effekt geringer und nimmt ab. Mit größer werdendem Abstand zum Freisetzungsort wird dieser Effekt ebenfalls geringer. Der Grund für die unterschiedlichen Ergebnisse ist, dass mit jedem neuen Simulationsdurchlauf auch die Ab-

fallwagen bzw. Abfall-LKW neu „beladen“ werden. Daher kann es zu einem veränderten Freisetzungsverhalten bei den simulierten Unfällen kommen. Dies kann insbesondere bei hohen mechanischen bzw. mechanisch-thermischen Freisetzungsklassen zum Tragen kommen, da verhältnismäßig wenige Abfälle mit einer hohen mittleren Aktivität pro Transporteinheit erfasst sind. Diese werden in der Regel in Abfallbehälter verpackt, die erst bei hohen Unfallbelastungen Freisetzungen zur Folge haben. Dadurch ist eine Freisetzung von radioaktiven Stoffen dieser Transporteinheiten im Vergleich zwar seltener (dies spiegelt sich in der sehr kleinen Eintrittshäufigkeit wieder), aber bei Freisetzung werden auch radioaktive Stoffe mit einer hohen Aktivität freigesetzt. Die höchste ausgewiesene Gesamtexposition inklusive Ingestion bei einer Eintrittshäufigkeit von $1 \cdot 10^{-7}$ pro Jahr (im Mittel alle 10 Millionen Jahre) beträgt im Entfernungsbereich 150 m für Erwachsene ca. 5 mSv für die erste Simulation und ca. 9 mSv für die zweite. Trotz dieser möglichen Schwankungen der Ergebnisse für diese sehr kleinen Eintrittshäufigkeiten liegen die Ergebnisse in beiden Fällen deutlich unter dem Störfallplanungswert nach § 49 StrlSchV von 50 mSv.

Der Einfluss der vorgenommenen kleinen Korrektur der Freisetzungsteile im Vergleich zur TSK 2009 oder der Zuordnung zu höheren Freisetzungsklassen ist demgegenüber gering und kaum beobachtbar und kann zudem durch den Effekt der Unfallsimulation überdeckt werden. Außerdem ist es auch möglich, dass ein weiterer Abbau von Konservativitäten (mit geringen Auswirkungen auf die für die Simulation verwendeten Parameter) ebenfalls wegen des größeren Einflusses der Simulation in den CCFD nicht sichtbar wird.

Zur Bestimmung der Freisetzungsteile bei mechanischen Belastungen wurden seit der Erstellung der TSK 1991 mehrere Forschungsvorhaben und experimentelle Studien durchgeführt. Die in diesen Untersuchungen erarbeiteten Ansätze wurden auf die verschiedenen Abfallgebindegruppen der Transportstudie Konrad – sowohl bei fixierten als auch bei unfixierten Abfällen – für eine Aktualisierung der zugehörigen Freisetzungsteile nach aktuellem Stand von Wissenschaft und Technik übertragen.

Auch zur Aktualisierung der Freisetzungsteile nach thermischer Belastung wurden umfangreiche Recherchen nationaler und internationaler Vorhaben sowie eigene Untersuchungen durchgeführt. Vergleiche zwischen Freisetzungsteilen von Nirex aus 2000 und Freisetzungsteilen ähnlicher Gebindetypen aus der TSK 1991 zeigen, dass sich die Werte für die Elementgruppen I bis III in ähnlichen Größenordnungen bewegen. Die größten Unterschiede bestehen für die Nuklidgruppen IV bis VI, die nach

Nirex deutlich niedrigere Freisetzungsanteile haben als die integrale Gruppe „sonstige Nuklide“ nach TSK 1991 und TSK 2009. Hier besteht somit ein deutliches Potenzial, Konservativitäten abzubauen. Auch Untersuchungen von ISTec weisen insgesamt auf einen überschätzenden Charakter der in früheren Analysen wie der TSK 1991 verwendeten thermischen Freisetzungsanteile hin.

Aufgrund des sehr umfangreichen Aufwandes, um eine geschlossene Überarbeitung der Berechnungsmethodik zur thermischen Freisetzung innerhalb des für die Revision der Transportrisikoanalyse verfügbaren Zeitraums durchzuführen, wurden nur wenige Anpassungen vorgenommen, die unmittelbar aus den genannten neuen Erkenntnissen zum mechanischen Verhalten von Gebinden folgen, also die Kombination von mechanischer und thermischer Einwirkung betreffen. Die rein thermischen Freisetzungsanteile wurden in der TSK 2009 unverändert übernommen.

Bezüglich der thermischen Quellüberhöhung wurden die Werte aus der TSK 1991 auch in der revidierten Fassung TSK 2009 übernommen. D. h. dass bei rein mechanischen Szenarien eine bodennahe Freisetzung angenommen wurde; bei Freisetzungsszenarien mit Brand wurde die Freisetzungshöhe von 50 m beibehalten. Diese effektive Freisetzungshöhe ist bis auf wenige Ausnahmen abdeckend und damit insgesamt betrachtet hinreichend konservativ. Die Möglichkeit eines weiteren Abbaus der hierin enthaltenen Konservativität ist im Rahmen der zukünftigen Weiterentwicklung zu einem flexibleren Gesamtmodell vorgesehen.

Die Überprüfung der Belastungsklassen zeigt, dass davon auszugehen ist, dass sich das Unfallgeschehen seit den Verkehrsuntersuchungen, die auch in der TSK 1991 verwendet wurden, in einigen Aspekten deutlich verändert hat. Ein Vergleich der TSK 2009 mit der Vorläuferstudie zeigt, dass für den Bereich des Straßentransports nur die Gesamtunfallrate von $2,9 \cdot 10^{-7}$ pro Kilometer neu ermittelt wurde. Die Zuordnung zu den Belastungsklassen erfolgte jedoch anhand der Analysen aus den 70er und 80er Jahren. Unfallstatistiken der letzten Jahre zeigen, dass die Unfallwahrscheinlichkeit pro Kilometer auch im Schwerlastbereich trotz zunehmender Transportleistungen zurückgeht. Aufgrund der Veränderungen beim Unfallgeschehen ist davon auszugehen, dass eine Aktualisierung, die sich ausschließlich auf eine neue Besetzung der Wahrscheinlichkeiten des verwendeten Ereignisbaums beschränkt, dem heutigen Unfallgeschehen nicht gerecht wird. Eine adäquate Unfallanalyse sollte in Betracht ziehen, welche für das heutige Verkehrsunfallgeschehen repräsentativen Unfallhergänge in besonderer Weise zu einer Gefährdung der Ladung führen und

diese bei der Verzweigung des Ereignisbaums berücksichtigen. Dazu enthalten auch neue Datenbanken, z. B. die GIDAS-Datenbank oder die Datenbank der DEKRA, detaillierte Informationen zu verschiedenen Unfallabläufen.

Die probabilistische Risikoanalyse erfolgte in der TSK 2009 mit der Modellkette LASAT – COSYMA. Aus Gründen der Vergleichbarkeit wurden auch die Konsequenzenanalysen dieses Berichtes so erstellt. Mit ARTM steht demgegenüber eine moderne Rechen- und Analyseumgebung zur Verfügung. Die GRS hat bereits in der Vergangenheit im Auftrag des BfS das Lagrange-Partikel-Modell ARTM verwendet und weiterentwickelt. Darauf aufbauend hat die GRS für die Konsequenzenanalyse eine neue Modellkette, basierend auf ARTM mit zusätzlichen Modulen (Steuermodul, Dosismodul, Auswertemodul), entwickelt. Mit dieser können frei wählbare Aufpunkte mit räumlichem Bezug zum Objekt definiert werden. Durch die Verwendung des Modells ARTM als Strömungs- und Ausbreitungsmodell können sowohl reale Topografien als auch Gebäude berücksichtigt werden. Die neue Modellkette selektiert keine charakteristischen Wetterabläufe, sondern verwendet alle im meteorologischen Datensatz vorhandenen Sequenzen als Eingabeparameter für das atmosphärische Ausbreitungsmodell ARTM. Zudem wird zur Dosisberechnung ein Dosismodul nach SBG genutzt. Das Auswertemodul ermöglicht eine Auswertung der Rechnung nach deterministischen und probabilistischen Gesichtspunkten: Die deterministische Auswertung berechnet für alle gefundenen Läufe die gewünschte Dosis an allen selektierten Aufpunkten und gibt die Zellen mit den jeweils höchsten Ausschöpfungsgraden der Grenzwerte an. Bei der probabilistischen Auswertung wird die Wahrscheinlichkeit des Einzellaufes mit in die Berechnung einbezogen. Im Anschluss wird eine CCFD ausgegeben. Die Bedienung erfolgt mit Hilfe des von der GRS entwickelten Programms GO-ARTM.

7 Literatur

- /ATG 11/ Gesetz über die friedliche Verwendung von Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (Atomgesetz – AtG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 15. Juli 1985, zuletzt geändert am 8. November 2011
- /AVV 05/ Entwurf der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen (Entwurf der AVV zu § 47 StrlSchV vom 13.05.2005)
- /BAR 00/ Barlow, S. V.; Turner, G. E.; White, I. F.: Nirex Research on the Performance of Packaged Wasteforms under Fire Conditions 1988-1999. Nirex Report N/020, November 2000
- /BAR 03/ Barlow, S. V.; Turner, G. E.; Fry, C. J.; White, I. F.: Modelling of Unshielded ILW Packages under Fire Conditions. Nirex Report N/073, March 2003.
- /BFS 10/ Brennecke, Peter (Hrsg.): Anforderungen an endzulagernde radioaktive Abfälle (Endlagerungsbedingungen, Stand: Oktober 2010) Endlager Konrad, Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), Salzgitter, SE-IB-29/08-REV-1, Stand 11. Januar 2011
- /BFS 12a/ Bundesamt für Strahlenschutz (BfS): Abfallbestand. Internet: <http://www.bfs.de/de/endlager/abfaelle/abfallbestand.html>, zuletzt abgerufen: 19.01.2012
- /BFS 12b/ Bundesamt für Strahlenschutz (BfS): Abfallprognosen. Internet: <http://www.bfs.de/de/endlager/abfaelle/prognose.html>, zuletzt abgerufen: 19.01.2012
- /BJO 98/ Bjorklund, J. R. et al.: Open Burn/Open Detonation Dispersion Model (OBODM) User's Guide. Volume II. Technical Description, West Desert Test Center, U.S. Army Dugway Proving Ground, Strategic Environmental Research and Development Program, DPG Document No. DPG-TR-96-008b, April 1998

- /BMJ 01/ Bundesministerium der Justiz (Hrsg.): Bekanntmachung der Dosiskoeffizienten zur Berechnung der Strahlenexposition. In: Bundesanzeiger, Nummer 160a, Nummer 160b, Jahrgang 53, 23. Juli 2001
- /BMU 02/ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002
- /BMU 07/ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU): Entwicklung, Validierung und Bereitstellung eines atmosphärischen Ausbreitungsmodells für luftgetragene radioaktive Stoffe der Basis des Ausbreitungsmodells AUSTAL 2000 der neuen TA Luft. Schriftenreihe Umweltpolitik BMU – 2007-710, Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, 2007, Internet:
http://www.bmu.de/strahlenschutz/schriftenreihe_reaktorsicherheit_strahlenschutz/doc/40582.php, zuletzt abgerufen: 30.10.2012
- /BOE 04/ Boetsch, W. U.; Gründler, D.; Thiel, J.: Release Of Radioactivity In Fire Accidents. Waste Management Conference WM-04, Tucson, February 29 – March 4, 2004
- /BOE 05/ Boetsch, W. U.; Gründler, D.; Thiel, J.: Thermal Behaviour of Radwaste – Experimental Studies. Waste Management Conference WM-05, Tucson, February 27 – March 3, 2005
- /BOE 06/ Boetsch, W. U.; Gründler, D.; Thiel, J.: Identification of Release rates as a Consequence of the Thermal Impact on RADWASTE – Experimental Studies. Waste Management Conference WM-06, Tucson, February 26 – March 2, 2006
- /CLK 76/ Clarke, R.U. et al.: Severities of Transportation Accidents. Volume III, Motor Carriers, SLA-74-0001, Juli 1976

- /DBE 12/ Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe mbH (DBE): Planung & Ausführung. Umrüstung der Schachtanlage Konrad. Internet: <http://www.dbe.de/de/unsere-aufgabe/endlagerung-in-deutschland/planung-ausfuehrung/index.php>, zuletzt abgerufen: 19.01.2012
- /DEK 09/ Verkehrssicherheitsreport LKW 2009 - Strategien zur Unfallvermeidung auf den Straßen Europas, DEKRA Automobil GmbH, Mai 2009
- /DES 10/ Verkehrsunfälle - Unfallentwicklung im Straßenverkehr 2009, Statistisches Bundesamt Destatis, Juli 2010
- /DOE 94/ US Department of Energy (DOE): DOE Handbook. Airborne Release Fractions/Rates and Respirable Fractions for Non-reactor Nuclear Facilities. Volume 1 – Analysis of Experimental Data, DOE-HDBK-3010-94, December 1994.
- /EHR 88/ Ehrhardt, J. et al.: The Program System UFOMOD for Assessing the Consequences of Nuclear Accidents. Kernforschungszentrum Karlsruhe, KfK 4330, Oktober 1988
- /EUR 90/ COSYMA - A New Program Package for Accident Consequence Assessment. A Joint Report by KfK and NRPB, EUR-13028/EN, 1990
- /GIF 75/ Gifford, F. A.: Atmospheric dispersion models for environmental pollution applications. In: Lectures on Air Pollution and Environmental Impact Analyses, Boston, Mass., Sept. 29 – Oct.3, 1975, pp. 35 – 58, American Meteorological Society, Boston, Mass., 1975
- /GRS 87/ Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) mbH: Systemanalyse Konrad. Teil 3, Bestimmung störfallbedingter Aktivitätsfreisetzung, GRS-A-1389, November 1987
- /GRS 91a/ Lange, F.; Gründler, D.; Schwarz, G: Transportstudie Konrad: Sicherheitsanalyse des Transports radioaktiver Abfälle zum Endlager Konrad. Gesellschaft für Reaktorsicherheit GRS, Bericht GRS-84, Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Köln, Juli 1991

- /GRS 91b/ Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) mbH: Transportstudie Konrad. Sicherheitsanalyse des Transports radioaktiver Abfälle zum Endlager Konrad (Ergänzungsband). GRS-A-1755/II, Juni 1991
- /GRS 05/ F. Lange, R. Martens, E. Hörmann, W. Koch, O. Nolte: Analyse der Sicherheit bei der Beförderung und Lagerung radioaktiver Stoffe – Quantifizierung der Freisetzung bei Transport- und Handhabungsunfällen, Abschlussbericht zum Vorhaben SR 2446, GRS-A-3265, Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Juli 2005
- /GRS 07a/ Brücher, W. et al.: Untersuchungen zu terroristischen Flugzeugabsturzscenarien auf Zwischenlager für schwach- und mittelradioaktive Abfälle. GRS-A-3379, Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit, Köln, August 2007, VS – Nur für den Dienstgebrauch
- /GRS 07b/ F. Lange, H.-J. Fett, E. Hörmann, W. Koch, R. Martens, O. Nolte: Assessment, Evaluation and further Development of the Safe Transport of Radioactive Material, Final Report of Research Project SR 2497 (Working Area 4), Methods and Tools Applied for Radioactive Material Transport Risk Analysis Purpose, GRS-A-3378/IV, SR2497 AP4, Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, June 2007
- /GRS 10/ Sentuc, F.-N. et al.: Transportstudie Konrad 2009. Sicherheitsanalyse zur Beförderung radioaktiver Abfälle zum Endlager Konrad. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-256, Dezember 2009, mit Corrigendum vom April 2010, ISBN 978-3-939355-31-1
- /GRS 12a/ Martens, R., Brücher, W., Richter, C., Sentuc, F., Sogalla, M., Thielen, H., Erweiterung und Validierung von ARTM für den Einsatz als Ausbreitungsmodell in AVV und SBG, GRS-A-3637, Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, 2012
- /GRS 12b/ Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH: Ausbreitungsmodellierung. Internet
<http://www.grs.de/content/ausbreitungsmodellierung>, zuletzt abgerufen: 11.10.2012

- /HAN 82/ Hanna, S. R., Briggs, G. A., Hosker, Jr., R. P.: Handbook on atmospheric diffusion. Technical Information Center, U.S. Department of Energy, DOE/TIC-11223, 1982
- /HAS 95/ Hasemann, I.; Jones, J. A.: COSYMA User Guide. Version 95/1, EUR-13045, KfK 4331 B, 1995
- /HID 02/ Hidaka, A.; Kudo, T.; Nakamura, T.; Uetsuka, H.: Decrease of Cesium Release from Irradiated UO₂ Fuel in Helium Atmosphere under Elevated Pressure of 1.0 MPa at Temperature up to 2773 K. J. of Nuclear Science and Technology, Vol 39, No 7, p. 759-770, July 2002
- /IAEA 09/ International Atomic Energy Agency (IAEA): Regulations for the Safe Transport of Radioactive Material, Safety Requirements No. TS-R-1. 2009 Edition, IAEA, Vienna, 2009
- /JAN 98a/ Janicke, L.: LASAT 2.8 – Modellbeschreibung. Version 2.8. Ingenieurbüro Janicke, Gesellschaft für Umweltphysik, Dunum, 1998
- /JAN 98b/ Janicke, L.: Ausbreitungsmodell LASAT – Arbeitsbuch. Ingenieurbüro Janicke, Gesellschaft für Umweltphysik, Dunum, 1998
- /JAN 00/ L. Janicke: A random walk model for turbulent diffusion. Ingenieurbüro Janicke, Gesellschaft für Umweltphysik, Dunum, Berichte zur Umweltphysik, Nummer 1, Auflage 1, August 2000, (Print), ISSN 1439–8222, (Internet), ISSN 1439–8303
- /JAN 04/ Janicke, U.; Janicke, L.: Weiterentwicklung eines diagnostischen Windfeldmodells für den anlagenbezogenen Immissionsschutz (TA Luft). Ingenieurbüro Janicke, Dunum, 2004, Internet:
http://www.austal2000.de/data/stuff/dmk-2.2.0-report_de.zip
- /KUG 07/ Kugel, K.; Brennecke, P.: Anfall radioaktiver Abfälle in Deutschland - Abfallerhebung für das Jahr 2004 und Prognose des zukünftigen Abfallanfalls bis zum Jahr 2080. KONTEC 2007 (Tagungsband), 21.-23. März 2007, Hamburg (Germany)

- /LAN 03/ F. Lange, R. Martens, E. Hörmann, W. Koch, O. Nolte, I. Gray, C. Ringot, N. Carr, L. van Velzen, S. Hughes: Improvement of the Radiological and Experimental Basis to Further Develop the Requirements of the IAEA Transport Regulations for LSA/SCO Materials. A Joint Research Study for CEC by GRS, Nirex, NRG, NRPB, March 2003
- /LAN 07/ Lange, F.; Martens, R.; Nolte, O.; Lödding, H.; Koch, W.; Hörmann, E.: Testing of Packages with LSA Materials in very Severe Mechanical Impact Conditions with Measurement of Airborne Release, Intern. Journ. on Packaging, Transport, Storage and Security of Radioactive Material, Vol. 18, No. 2, pp. 59 – 71(13), 2007
- /MIK 84/ Mikkelsen, T.; Larsen, S.E.; Thykier-Nielsen, S.: Description of the RISOE Puff Diffusion Model. Nuclear Technology, Vol. 67, 56 – 65, 1984
- /NIR 00/ Nirex: Recommended Release Fractions for Standard Nirex Packages. Input Data for the Analysis of Fire and Impact Hazards Within Transport and Repository Safety Assessments, 51994/02/C, December 2000
- /NUR 81/ NUREG-0772: Technical Bases for Estimating Fission Product Behavior During LWR Accidents. Office of Nuclear Regulatory Research, Battelle Columbus Laboratories, Oak Ridge National Laboratory, Sandia National Laboratory, June 1981
- /ORN 98/ Oak Ridge National Laboratory: HEATING 7, Multidimensional, Finite-Difference Heat Conduction Analysis Code System Version 7.2i and 7.3, Computing Application Division, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, Radiation Safety Information Computational Center Code Package PSR-199, May 1998
- /PSE 85a/ Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE) - Abschlussbericht, Fachband 9, 1985
- /PSE 85b/ Tully, A et al.: Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE): Bestimmung des Straßentransportrisikos bei der Entsorgung durch ein Nukleares Entsorgungszentrum Integriertes Entsorgungskonzept oder andere Entsorgungstechniken, Endbericht, Januar 1985

- /RAM 90/ Ramamurthi, M., M. R. Kuhlman: Refinement of CORSOR – An Empirical In-Vessel Fission Product Release Model. Final Report to U.S. Nuclear Regulatory Commission, Battelle Columbus, Ohio, October 31, 1990
- /SSK 04/ Strahlenschutzkommission (SSK): Störfallberechnungsgrundlagen zu § 49 StrlSchV. Neufassung des Kapitels 4, Berechnung der Strahlenexposition, Empfehlung der Strahlenschutzkommission, Berichte der Strahlenschutzkommission (SSK) des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Heft 44, 2004
- /TUR 00/ Turner, G.E.; L.H. Johnson; E. Miller; K.J. Webb; R. Hall; S. Long; I.F. White: Properties and Performance of Intermediate level Wasteforms at Elevated Temperatures. Nirex Report N/021, November 2000
- /VDI 85/ Verein Deutscher Ingenieure (VDI): Ausbreitung von Luftverunreinigungen in der Atmosphäre – Berechnung der Abgasfahnenüberhöhung. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, VDI 3782, Blatt 3, Beuth Verlag, Berlin, Juni 1985
- /VDI 90/ Verein Deutscher Ingenieure (VDI): Umweltmeteorologie. Ausbreitungsrechnung bei Ableitung von Rauchgasen über Kühltürme, VDI-Kommission Reinhaltung der Luft, VDI 3784, Blatt 2, März 1990, inhaltlich überprüft und unverändert weiterhin gültig: Mai 1999, Beuth-Verlag, Berlin, 1990
- /VDI 00/ Verein Deutscher Ingenieure (VDI): Umweltmeteorologie, Partikelmodell. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, VDI 3945, Blatt 3, September 2000, Beuth-Verlag, 2000
- /VDI 02/ Verein Deutscher Ingenieure (VDI): Umweltmeteorologie. Messwertgestützte Turbulenzparametrisierung für Ausbreitungsmodelle, Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, VDI 3783, Blatt 8, Dezember 2002, Beuth-Verlag, 2002

- /VDI 12/ Verein Deutscher Ingenieure (VDI): Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normenausschuss KRdL, VDI 3784 Blatt 2: "Umweltmeteorologie. Ausbreitungsrechnung bei Ableitung von Rauchgasen über Kühltürme", Rechenprogramm VDISP, Internet: <http://www.vdi.de/4791.0.html>, zuletzt abgerufen: 11.10.2012
- /VOG 81/ Vogt, K. J.; Straka, J.; Geiß, H.: Ein Modell zur Berechnung der Ausbreitung von Luftemissionen bei variierenden Wetterbedingungen. KFA Jülich, ZST-Bericht Nr. 339, 1981
- /WIL 95/ Wilson, D. J.; Du, S.: Predicting peak concentrations in dispersion modeling. Paper presented at the 1995 ASTM Conference on Performance Evaluation of Atmospheric Dispersion Models, Johnson College Vermont, July 9 - 12, 1995
- /WRI 94/ Wright, A. L., et al.: Primary System Fission Product Release and Transport. A State-of-the-Art Report to the Committee on the Safety of Nuclear Installations, NUREG/CR-6193, NEA/CSNI/R(94)2, ORNL/TM-12681, Oak Ridge National Laboratory, June 1994

Abkürzungsverzeichnis

ABK	Abfallbehälterklasse
AED	Aerodynamischer Äquivalentdurchmesser
AGG	Abfallgebindegruppe
AP	Arbeitspunkt
APG	Abfallproduktgruppe
ARTM	Atmosphärisches Radionuklid-Transport-Modell
AtG	Atomgesetz
AVV	Allgemeine Verwaltungsvorschrift
BASt	Bundesanstalt für Straßenwesen
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz
BK	Belastungsklasse
BMJ	Bundesministerium der Justiz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BW	Bundeswehr
CCFD	kumulativ-komplementäre Häufigkeitsverteilung; engl.: Complementary Cumulative Distribution Function
CG	charakteristische Gruppe
DB	Deutsche Bundesbahn
DB	Deutsche Bahn AG
DBE	Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe mbH
DK	Diffusionskategorie
DR	Deutsche Reichsbahn
DWR	Druckwasserreaktor
DOE	US Department of Energy
EVU	Energieversorgungsunternehmen
FK	Freisetzungsklasse
FSC	Fassstahlcontainer
GIDAS	German in Depth Accident Study(-Datenbank)
GRS	Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH
IAEO	Internationale Atomenergieorganisation; engl. IAEA: International Atomic Energy Agency
ICRP	Internationale Strahlenschutzkommission; engl.: International Commission on Radiological Protection

ISTec	Institut für Sicherheitstechnologie (ISTec) GmbH
KfK	Kernforschungszentrum Karlsruhe
KIT	Karlsruher Institut für Technologie
KKW	Kernkraftwerk
KML	Keyhole Markup Language
LSS	Landessammelstelle
ÖH	Öffentliche Hand
SBG	Störfallberechnungsgrundlage
SC	Stahlcontainer
SSK	Strahlenschutzkommission
StriSchV	Strahlenschutzverordnung
TA	Technische Anleitung
TAG	Teilaufgabe
TE	Transporteinheit
TSK	Transportstudie Konrad
VBA	verlorene Betonabschirmung
VDI	Verein Deutscher Ingenieure

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3.1	Prognose des BfS zum Gesamtaufkommen radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, Zuordnung nach BfS	10
Abb. 3.2	Prognose des BfS zum Gesamtaufkommen radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, Zuordnung nach TSK 2009	10
Abb. 3.3	Anteile der Herkunftsbereiche am Bruttovolumen der radioaktiven Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, TSK 2009.....	14
Abb. 3.4	Anteile der Herkunftsbereiche am Bruttovolumen der radioaktiven Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, Szenario 2020	15
Abb. 3.5	Anteile der Herkunftsbereiche am Bruttovolumen der radioaktiven Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, Szenario 2040	17
Abb. 3.6	Prognostizierte Entwicklung der Anteile der Herkunftsbereiche am einzulagernden Bruttovolumen	18
Abb. 3.7	Prognostiziertes Abfallbeförderungsaufkommen der jeweiligen Szenarien, normiert auf 2300 TE je Szenario.....	19
Abb. 3.8	Prognostiziertes Behälterspektrum der jeweiligen Szenarien, normiert auf 2300 TE je Szenario	20
Abb. 3.9	Prognostizierte Anteile der Gebindetypen am Beförderungsaufkommen je Szenario, normiert auf 2300 TE je Szenario	20
Abb. 3.10	Verteilung der Aktivität je Transporteinheit (Mittelwerte je Referenzabfall), normiert auf 2300 TE je Szenario.....	23
Abb. 3.11	Anteile der Herkunftsbereiche an den in den beförderten Behältern enthaltenen Aktivitäten	23

Abb. 3.12	Verteilung der Ortsdosisleistung an der Behälteroberfläche für zylindrische Abfallgebinde (Basis TSK 2009: 14 830 Behälter, Prognose 2020: 15 338 Behälter, Prognose 2040: 17 461 Behälter)	24
Abb. 3.13	Verteilung der Ortsdosisleistung in 1 m Abstand von der Behälteroberfläche für zylindrische Abfallgebinde (Basis TSK 2009: 14 830 Behälter, Prognose 2020: 15 338 Behälter, Prognose 2040: 17 461 Behälter)	25
Abb. 3.14	Verteilung der Ortsdosisleistung an der Behälteroberfläche für quaderförmige Abfallgebinde (Basis TSK 2009: 12 325 Behälter, Prognose 2020: 10 366 Behälter, Prognose 2040: 9457 Behälter)	26
Abb. 3.15	Verteilung der Ortsdosisleistung in 2 m Abstand von der Behälteroberfläche für quaderförmige Abfallgebinde (Basis TSK 2009: 12 325 Behälter, Prognose 2020: 10 366 Behälter, Prognose 2040: 9457 Behälter)	27
Abb. 3.16	Standortregion des Endlagers Konrad mit 25 km-Umkreis (rot) um den Standort (roter Punkt) und Streckenführung für Schienentransport (grau hervorgehoben), Quelle: OpenStreetMap	30
Abb. 3.17	Standortregion des Endlagers Konrad mit 25 km-Umkreis (rot) um den Standort (roter Punkt) und längster Streckenführung für Straßentransporte (blau hervorgehoben), Quelle: OpenStreetMap	31
Abb. 3.18	Häufigkeitsverteilung der Stundenmittelwerte von Windgeschwindigkeit und Windrichtung (Messhöhe 20 m über Grund) sowie der Diffusionskategorien und Regenintensität am Standort Konrad, Schacht 1, aus den Jahren 2002 bis 2006	39
Abb. 3.19	Realistische Wahrscheinlichkeitsverteilung der Abfallwagenzahl in Regelgüterzügen mit mindestens einem Abfallwagen bei 80 % Schienentransport (Annahme: gruppenweise Ankunft in Seelze).....	41

Abb. 3.20	Freisetzungsklassen für ausgewählte Radionuklide bei 80 % Schienentransport mit zugehörigen bedingten Eintrittswahrscheinlichkeiten, Szenario 2020	44
Abb. 3.21	Freisetzungsklassen für ausgewählte Radionuklide bei 20 % Straßentransport mit zugehörigen bedingten Eintrittswahrscheinlichkeiten, Szenario 2020	45
Abb. 3.22	Häufigkeitsverteilung der effektiven Lebenszeitdosis, alle Expositionspfade, keine Gegenmaßnahmen, Szenario 2020	47
Abb. 3.23	Freisetzungsklassen für ausgewählte Radionuklide bei 80 % Schienentransport mit zugehörigen bedingten Eintrittswahrscheinlichkeiten, Szenario 2040	51
Abb. 3.24	Freisetzungsklassen für ausgewählte Radionuklide bei 20 % Straßentransport mit zugehörigen bedingten Eintrittswahrscheinlichkeiten, Szenario 2040	52
Abb. 3.25	Häufigkeitsverteilung der effektiven Lebenszeitdosis, alle Expositionspfade, keine Gegenmaßnahmen, Szenario 2040	54
Abb. 3.26	Häufigkeitsverteilung der effektiven Lebenszeitdosis, alle Expositionspfade, keine Gegenmaßnahmen, realistisches Szenario, Zuordnung zu FK wie in /GRS 10/	58
Abb. 3.27	Häufigkeitsverteilung der effektiven Lebenszeitdosis, alle Expositionspfade, keine Gegenmaßnahmen, realistisches Szenario, geänderte Zuordnung zu FK	59
Abb. 3.28	Häufigkeitsverteilung der effektiven Lebenszeitdosis, alle Expositionspfade, keine Gegenmaßnahmen, realistisches Szenario der TSK 2009, erste Simulation	63
Abb. 3.29	Häufigkeitsverteilung der effektiven Lebenszeitdosis, alle Expositionspfade, keine Gegenmaßnahmen, realistisches Szenario der TSK 2009, zweite Simulation	64

Abb. 4.1	Kumulative Größenverteilung der Partikelmasse von Flugasche (geometrischer Durchmesser).....	73
Abb. 4.2	Thermisch bedingte Freisetzunganteile nach /GRS 91a/ für sonstige Radionuklide bei der niedrigsten mechanischen Einwirkungsklasse (35 km/h), Belastungsklasse BK 2 (30 min Brand, 800 °C) und BK 3 (60 min Brand, 800 °C)	77
Abb. 4.3	Thermisch bedingte Freisetzunganteile nach /NIR 00/ (Nirex 2000; CG 1 bis 7) und /BAR 03/ (Nirex 2003; CG 1 bis 5) für Elementgruppe 2 (Cäsium)	85
Abb. 4.4	Querschnittszeichnung mit einem im Ringraum zementierten 500 l- Fass /BAR 03/.	85
Abb. 4.5	Berechnetes Temperaturfeld (rechts) für ein 500 l-Fass (links) /BAR 03/.	86
Abb. 4.6	Berechnete Temperaturprofile für ein 500 l-Fass /BAR 03/.	86
Abb. 4.7	Experimentell bestimmte temperaturabhängige Freisetzungsfaktoren verschiedener chemischer Elemente aus Mischabfall /BOE 06/.....	87
Abb. 4.8	Freisetzungsraten für Cäsium aus VEGA Versuchen /HID 02/.....	90
Abb. 4.9	Vergleich empirischer Freisetzungsraten für Cäsium	91
Abb. 4.10	Temperaturabhängige Freisetzungsraten für Cäsium und Kobalt	92
Abb. 4.11	Vertikaler Schnitt durch einen Fassstahlcontainer FSC mit vier näherungsweise abgebildeten Abfallbereichen (200 l-Fässer)	94
Abb. 4.12	Berechnete Temperaturverläufe im oberen Bereich für ein 200 l-Fass im linken oberen Quadranten eines Fassstahlcontainers FSC mit vier Abfallbereichen (200 l-Fässer)	95
Abb. 4.13	Berechnete Freisetzungsverläufe von Cäsium (oben) und Kobalt (unten) für Fassstahlcontainer FSC sowie weitere Behältertypen	97

Abb. 4.14	Ereignisbaum mit Unfallszenarien für Sattelzüge auf Bundesautobahnen nach /GRS 91b/.....	106
Abb. 4.15	Unfallrate von Güterzügen und anteilige Unfallarten mit Sachschäden über 1500 €.....	112
Abb. 5.1	GRS-Modellketten für die Konsequenzenanalyse bei Transportunfällen (oben: alte Modellkette, unten: neue Modellkette)	116
Abb. 5.2	Ablaufdiagramm der neuen Modelkette mit ARTM.....	117
Abb. 5.3	Schematische Darstellung von Fahnenbreiten bei kurzfristigen und länger andauernden Freisetzungen (nach /MIK 84/)	121
Abb. 5.4	Darstellung der nassen Deposition mit unterschiedlichen Freisetzungszeiten (links TEMIS=3600s; rechts TEMIS=180s) und daraus resultierenden breiten und schmalen Fahnen	122
Abb. 5.5	Screenshot des Editor für die Zelleigenschaften	124
Abb. 5.6	Steuermodul: Auswahl des ARTM-Projektes	126
Abb. 5.7	Steuermodul: Eingabe der Emissionsparameter	127
Abb. 5.8	Vergleich von Rechenergebnissen ermittelt von BEREK Version 5.04 und SBGdo2 für Cs-137 und 150 m Quelldistanz (oben) sowie Berechnung der Inhalationsdosis (unten).....	130
Abb. 5.9	Vergleich von Rechenergebnissen ermittelt von BEREK Version 5.04 und SBGdo2 für Cs-137 und 6250 m Quelldistanz (oben) sowie Berechnung der Inhalationsdosis (unten).....	130
Abb. 5.10	Steuermodul: Festlegung der Parameter zur Dosisberechnung	131
Abb. 5.11	Steuermodul: Auswertung der Rechenläufe.....	133
Abb. 5.12	Steuermodul: CCFD der ausgewerteten Rechenläufe	135

Abb. 5.13	Kataster für den Vergleich der Ausbreitungsmodelle	136
Abb. 5.14	Ergebnis der probabilistischen Rechnung	137
Abb. 5.15	Ergebnis der probabilistischen Ausbreitungsrechnung in Abhängigkeit von der Anzahl der berechneten Datensätze	138

Tabellenverzeichnis

Tab. 3.1	Behältergrundtypen für die Verpackung von radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, nach /BFS 10/	13
Tab. 3.2	Prognose einzulagernder radioaktiver Abfälle 2020 bis 2030.....	14
Tab. 3.3	Prognose einzulagernder radioaktiver Abfälle 2030 bis 2040.....	16
Tab. 3.4	Prognose einzulagernder radioaktiver Abfälle 2040 bis 2050.....	17
Tab. 3.5	Anteile der Herkunftsbereiche an der in den beförderten Behältern enthaltenen Aktivitäten (Werte gerundet).....	22
Tab. 3.6	Beförderungsbedingt zu erwartende Expositionen für erwachsene Anwohner der Hauptanlieferungsstrecken bei Aufenthalt im Freien in 5 m Abstand, Werte gerundet	28
Tab. 3.7	Definitionsschema der neun Belastungsklassen	31
Tab. 3.8	Partikelgrößenabhängige Freisetzungsteile für sonstige Radionuklide (ohne H-3, C-14 und Halogene) in Abhängigkeit von der Belastungsklasse und Abfallbindegruppe	35
Tab. 3.9	Freisetzungsteile für H-3, C-14 und Halogene (AED 0 - 10 µm) in Abhängigkeit von der Belastungsklasse und Abfallbindegruppe (w. s. N.: wie sonstige Nuklide).....	36
Tab. 3.10	Parameter sowie zugehörige Unfall- und Freisetzungshäufigkeiten für das Prognoseszenario 2020	42
Tab. 3.11	Erwartete Eintrittshäufigkeiten der Freisetzungsklassen im 25 km-Umkreis des Endlagers Konrad aufgrund von Transportunfällen, Prognoseszenario 2020.....	46
Tab. 3.12	Parameter sowie zugehörige Unfall- und Freisetzungshäufigkeiten für das Prognoseszenario 2040	49

Tab. 3.13	Erwartete Eintrittshäufigkeiten der Freisetzungsklassen im 25 km-Umkreis des Endlagers Konrad aufgrund von Transportunfällen, Prognoseszenario 2040	53
Tab. 3.14	Vorgegebene Wahrscheinlichkeitsintervalle für die Bildung von Quelltermgruppen	57
Tab. 3.15	Anzahl von Transporteinheiten pro LKW in Abhängigkeit vom Behältertyp	62
Tab. 4.1	Definition der Abfallgebindegruppen (AGG) in den Transportstudien Konrad 1991 und 2009	68
Tab. 4.2	Herleitung lungengängiger Freisetzungsteile sonstiger Nuklide bei AGG 5 (mechanisch)	70
Tab. 4.3	Freisetzungsteile sonstiger Nuklide bei AGG 5 (mechanisch)	70
Tab. 4.4	Herleitung lungengängiger Freisetzungsteile sonstiger Nuklide bei AGG 1 (mechanisch)	72
Tab. 4.5	Annahmen zur Massengrößenverteilung q_3 bei AGG 1	73
Tab. 4.6	Freisetzungsteile sonstiger Nuklide bei AGG 1 (mechanisch)	74
Tab. 4.7	Thermisch bedingte Freisetzungsteile nach /GRS 91a/ bei der niedrigsten mechanischen Einwirkungsklasse (35 km/h), Belastungsklasse BK 2 (30 min Brand, 800 °C) und BK 3 (60 min Brand, 800 °C)	76
Tab. 4.8	Gruppeneinteilung chemischer Elemente hinsichtlich ähnlicher Freisetzbarkeit bei thermischer Einwirkung (nach /NIR 00/)	83
Tab. 4.9	Freisetzungsteile von Elementgruppen aus verschiedenen Abfallgebindetypen (Characteristic Groups, CG) durch thermische Einwirkung (nach /NIR 00/)	84

Tab. 4.10	Effektive Quellüberhöhung nach /VDI 85/ für einen Wärmestrom von 18 MW in Abhängigkeit von der Diffusionskategorie (DK) und der Windgeschwindigkeit in 20 m über Grund U_{20} (aus /GRS 07b/)	101
Tab. 4.11	Unterteilung des Unfallspektrums in Belastungsklassen (BK)	104
Tab. 4.12	Relative Häufigkeit der Belastungsklassen bei Straßentransportunfällen	107
Tab. 4.13	Relative Häufigkeit der Belastungsklassen bei Güterzugunfällen	113
Tab. 5.1	Ergebnis der deterministischen Auswertung	136

**Gesellschaft für Anlagen-
und Reaktorsicherheit
(GRS) mbH**

Schwertnergasse 1
50667 Köln
Telefon +49 221 2068-0
Telefax +49 221 2068-888

Forschungszentrum
85748 Garching b. München
Telefon +49 89 32004-0
Telefax +49 89 32004-300

Kurfürstendamm 200
10719 Berlin
Telefon +49 30 88589-0
Telefax +49 30 88589-111

Theodor-Heuss-Straße 4
38122 Braunschweig
Telefon +49 531 8012-0
Telefax +49 531 8012-200

www.grs.de