



Bundesministerium
für Umwelt, Naturschutz
und Reaktorsicherheit

SCHRIFTENREIHE REAKTORSICHERHEIT UND STRAHLENSCHUTZ

VERGLEICH DER BERECHNUNGSMETHODEN DER STRAHLENEXPOSITION IN EUROPA

BMU - 2005-674



WIR STEuern UM AUF ERNEUERBARE ENERGIEN.

BMU – 2005-674

**„Vergleich der Berechnungsmethoden der
Strahlenexposition in Europa“**

**TÜV Süddeutschland
Bau und Betrieb GmbH
Westendstraße 199
80686 München**

IMPRESSUM

Dieser Band enthält einen Abschlussbericht über ein vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) gefördertes Vorhaben. Verantwortlich für den Inhalt sind allein die Autoren. Das BMU übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie die Beachtung privater Rechte Dritter. Der Eigentümer behält sich alle Rechte an der weiteren Nutzung oder Vervielfältigung des Berichts vor.

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

Herausgeber:

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Referat RS I 2

Postfach 12 06 29

53048 Bonn

ISSN 1612-6386

Erscheinungsjahr: 2005



Kurzfassung

In Deutschland ist bei der Planung von kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen nach § 47 der Strahlenschutzverordnung die Strahlenexposition mit den Modellen und Parametern der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrlSchV prospektiv zu ermitteln. Dabei sind Grenzwerte der Strahlenexposition durch Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser für Einzelpersonen der Bevölkerung einzuhalten. In der vorliegenden Untersuchung werden die Unterschiede der in Deutschland, England und Frankreich verwendeten Methoden zur prognostischen Ermittlung der Strahlenexposition bei Ableitung von Radionukliden mit der Fortluft im bestimmungsgemäßen Betrieb dargestellt, mit einander verglichen und bewertet. Neben der Gegenüberstellung der theoretischen Grundlagen und verwendeten Parameter wird am Beispiel einer deutschen kerntechnischen Anlage die Strahlenexposition unter Verwendung der länderspezifischen Methoden vergleichend ermittelt. Zugrunde gelegt wurde hierbei ein Nuklidgemisch der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift. Die Untersuchung hat ergeben, dass die Ergebnisse mit den Modellen und Parametern der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrlSchV im Wertebereich der Ergebnisse der untersuchten Vergleichsmodelle aus England und Frankreich liegen, wenn gleichwertige Eingangsvoraussetzungen vorliegen. Ferner zeigt der durchgeführte Vergleich, dass in Deutschland vor allem aufgrund der Konservativität bei der Festlegung des Verhaltens und der Lebensweise der fiktiven Bezugspersonen deutlich höhere Strahlenexpositionen ermittelt werden als in England und Frankreich.

Abstract

By using the assessment methods as laid out in the General Administrative Regulation underlying Radiation Protection Ordinance paragraph 47, the possible radiation exposure of the members of the general public has to be estimated in Germany not only for the operation of nuclear installations or facilities, but must also be applied to their planning and construction phases. The dose calculation methodology of continuous releases of radioactive substances into air and water regulated by German legislation is compared with the assessment methods established in the United Kingdom and France. Next to a review of the theoretical back-



ground, the varieties and differences of the applied mathematical models and parameters are specified. The different approaches towards dose assessment of the continuous release of radioactive substances into the atmosphere are applied to a German nuclear power plant site, with a discharge spectrum as defined in the General Administrative Regulation. The investigation shows that the results achieved using the parameters and models required by the General Administrative Regulation are within in the range of results found in models used in the United Kingdom and in France as long as comparable parameter inputs are used. However, due to the very cautious assumptions concerning the behaviour and lifestyles of the considered reference individuals, notably higher possible doses of the members of the public are found when using the German guidelines than are found with the assumptions made in the United Kingdom and France.



Zusammenfassung

In Deutschland ist bei der Planung von Anlagen oder Einrichtungen nach § 47 der Strahlenschutzverordnung die Strahlenexposition mit den Modellen und Parametern der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift (AVV) zu § 47 StrlSchV zu ermitteln. Dabei sind Grenzwerte der Strahlenexposition durch Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser für Einzelpersonen der Bevölkerung einzuhalten. In der vorliegenden Untersuchung werden die Unterschiede der in Deutschland, England und Frankreich verwendeten Methoden zur prognostischen Ermittlung der Strahlenexposition bei Ableitung von Radionukliden mit der Fortluft im bestimmungsgemäßen Betrieb dargestellt, mit einander verglichen und bewertet. Neben der Gegenüberstellung der theoretischen Grundlagen und verwendeten Parameter wird am Beispiel einer repräsentativen deutschen kerntechnischen Anlage die Strahlenexposition unter Verwendung der länderspezifischen Methoden vergleichend ermittelt. Die Gemeinsamkeiten und Unterschiede werden zum einen für die Gesamtemission und der daraus resultierende Gesamtstrahlenexposition aufgezeigt, zum anderen werden die Unterschiede auch für einzelne Expositionspfade und einzelne maßgebliche Nuklide dargestellt. Besonderes Augenmerk wird auf die Unterschiede in der Konservativität der Modelle, Parameter und Vorgehensweisen in den drei EU-Staaten gerichtet. Soweit Informationen über die schwedische Methodik bei der Ermittlung der Strahlenexposition vorlagen, wurden diese mit angegeben.

Die in der vorliegenden Untersuchung zum Vergleich mit den Modellen der AVV herangezogenen Modelle aus England sind die von der englischen Behörde Food Standards Agency (FSA) verwendeten Gauß'sche Fahnen-Ausbreitungsmodelle für Kurz- und Langzeitausbreitung aus den Berichten R91 bis R122 des National Radiological Protection Board (NRPB) und das von Coughtrey und Thorne entwickelte Kompartimentmodell SPADE (Soil-Plant-Animal-Dynamic-Evaluation) zur Modellierung des Aktivitätstransfers in der Nahrungskette.

Die mit den Modellen der AVV vergleichbaren Methoden aus Frankreich bilden das Gauß'sche Wolkenmodell nach Doury zur Berechnung der Ausbreitung radioaktiver Stoffe in der Atmosphäre und das dem deutschen AVV-Modell ähnliche faktorielle Nahrungsketten-



modell FOCON. Diese Modelle finden bei der französischen Fachbehörde Institut de Radioprotection et Sûreté Nucléaire (IRSN) Anwendung.

Am Beispiel des deutschen Standortes Brokdorf werden anhand einer vorliegenden mehrjährigen meteorologischen Zeitreihe die Wind- und Niederschlagsstatistiken sowie die meteorologischen Berechnungsparameter, die für die verschiedenen Ausbreitungsmodelle benötigt werden, abgeleitet und die jeweiligen Ausbreitungs- und Bodenbelegungsfaktoren für den Standort bestimmt. Unter Zugrundelegung der Nuklidzusammensetzung gemäß Anhang 11 der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 Strahlenschutzverordnung für Kernkraftwerke mit Druckwasserreaktoren und der Verwendung von Aktivitätsableitungen, die in Deutschland im Rahmen der Ableitungshöchstgrenzen bei Genehmigungen von Kernkraftwerken liegen, wird die Strahlenexposition der Bevölkerung unter Berücksichtigung der Vorgehensweise in den einzelnen Ländern ermittelt. Die Untersuchung am Beispiel Brokdorf hat ergeben, dass die Ergebnisse mit den Modellen und Parametern der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrlSchV im Wertebereich der Ergebnisse der untersuchten Vergleichsmodelle aus England und Frankreich liegen, wenn gleichwertige Eingangsvoraussetzungen vorliegen, also bei übereinstimmenden Annahmen über Verhalten und Gewohnheiten der betrachteten Bezugsbevölkerung und bei Vorliegen meteorologischer Daten, aus denen die notwendigen meteorologischen Parameterwerte konsistent abgeleitet werden können. Ferner zeigt der durchgeführte Vergleich, dass in Deutschland vor allem aufgrund der Konservativität bei der Festlegung des Verhaltens und der Lebensweise der fiktiven Bezugspersonen deutlich höhere Strahlenexpositionen ermittelt werden als in England und Frankreich. In England und Frankreich werden im Verhältnis zur deutschen Vorgehensweise wahrscheinlichere bzw. realistischere Annahmen über die Lebensgewohnheiten der Bezugspersonen getroffen. Insgesamt ergibt sich aus der Studie, dass die rechnerische Ermittlung der Strahlenexposition bei Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft in Deutschland in Bezug auf Altersgruppen und Organe umfassender durchgeführt wird als in England und Frankreich und dass die Ergebnisunterschiede aufgrund der unterschiedlichen Methoden und Herangehensweisen vom betrachteten Standort abhängen.

Im Rahmen eines Überblicks wird in einem ergänzenden Kapitel auf die Methoden zur Ermittlung der Strahlenexposition der Bevölkerung bei Ableitung radioaktiver Stoffe mit Wasser qualitativ eingegangen.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Rechtslage und Berechnungsgrundlagen	4
2.1	Rechtliche Situation in den Ländern und Ausgangsbasis	4
2.2	Konzept der Ermittlung der Strahlenexposition der Bevölkerung durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft	9
3	Ausbreitung von Radionukliden in der Atmosphäre und Umgebungskontamination	11
3.1	Modelle zur Ausbreitung von radioaktiven Gasen und Aerosolen	11
3.1.1	Modellgrundlagen und Modellunterschiede	11
3.1.2	Beschreibung der Meteorologie	19
3.1.3	Modelle zur Ermittlung der externen Strahlungsexposition aus der Abluftfahne	23
3.2	Methodik der Ausbreitungsberechnung in England	26
3.2.1	Rechenprogramme R91STAR, R91ALTER und PLUME (PC-CREAM)	26
3.2.2	Vergleich der Berechnungsparameter in R91 und AVV	29
3.2.3	Kurzzeitausbreitung	36
3.2.4	Langzeitausbreitung	43
3.2.5	γ -Submersion	56
3.3	Methodik der Ausbreitungsberechnung in Frankreich	58
3.3.1	Rechenprogramm „COTRAM“	58
3.3.2	Vergleich der Berechnungsparameter COTRAM - AVV	61
3.3.3	Vergleich der Berechnungen nach COTRAM und AVV	64
3.3.4	γ -Immersion	72

4	Transfer von radioaktiven Stoffen in der Nahrungskette	75
4.1	Nahrungskettenmodelle	75
4.1.1	Grundlagen und Unterschiede	75
4.1.2	Vergleich der Parameter und Eingangsdaten	85
4.2	Berechnung des Nuklidtransfers in der Nahrungskette	91
4.2.1	Das englische Programm Spade	91
4.2.2	Programm zum französischen Dosismodell	93
4.2.3	Vergleich der Nahrungskettenprogramme	93
5.	Vorgehen bei der Ermittlung der Exposition der Bevölkerung	95
5.1	Emission und Quellterme	95
5.2	Bezugspersonen und Referenzorte	96
5.3	Verhalten und Ernährungsgewohnheiten der Bezugspersonen	101
6	Vergleichende Berechnung der Strahlenexposition bei Ableitung mit Luft anhand des Beispiels KKW Standort Brokdorf (KBR)	105
6.1	Randbedingungen und Entfernungsgrößen	105
6.1.1	Auswahlbegründung	105
6.1.2	Standortdaten und Modellparameter	107
6.1.3	Ausbreitungsfaktoren	110
6.1.4	Bodenbelegungs-faktoren	114
6.2	Vergleichende Dosisberechnungen	119
6.2.1	Vergleichsbasis	119
6.2.2	γ -Submersion und γ -Immersion	120
6.2.3	γ -Bodenstrahlung	124



6.2.4	β-Submersion	125
6.2.5	Inhalation	126
6.2.6	Ingestion	126
6.3	Dosisermittlung im Ländervergleich	129
7	Ausbreitung radioaktiver Stoffe in Fließgewässern	136
8	Ausblick	139
9	Literatur	140



1 Einleitung

Die Emissionen aus dem bestimmungsgemäßen Betrieb kerntechnischer Anlagen innerhalb der Europäischen Union (EU) müssen entsprechend der Richtlinie 96/26/EURATOM vom 13. Mai 1996 (EURATOM-RL 96/29) der Anforderung genügen, dass die daraus resultierende Strahlenexposition für die Bevölkerung Grenzwerte einhält, die innerhalb des genannten Rahmens in nationalen Regelungen festgelegt sind. Hierzu sind jeweils Berechnungsvorschriften zur Ermittlung der Strahlendosen erforderlich. Die Ermittlungsverfahren sind innerhalb Europas derzeit nicht einheitlich festgelegt.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist, die Unterschiede aus den in der EU verwendeten prognostischen Ermittlungsverfahren zur Strahlenexposition für die Genehmigung der Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen zu erfassen und zu bewerten. Hierzu werden für die Länder Deutschland, England und Frankreich neben der reinen Auflistung von Modellen und Parametern eine Gegenüberstellung von ausgewählten Berechnungsergebnissen vorgelegt, die sich für die Dosis bei Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft nach den verschiedenen Berechnungsgrundlagen ergeben, wenn repräsentativ eine deutsche kerntechnische Anlage als Quelle zugrunde gelegt wird. Die Gemeinsamkeiten bzw. Unterschiede werden zum einen für die Gesamtemissionen und resultierende Gesamtstrahlenexposition aufgezeigt, zum anderen werden die Unterschiede für einzelne Expositionspfade und einzelne maßgebliche Nuklide dargestellt. Dabei wird besonderes Augenmerk auf die Unterschiede in der Konservativität der Modelle und Parameter in den verschiedenen EU-Staaten gerichtet.

Das Vorhaben befasst sich im Wesentlichen mit der Ermittlung der Strahlenexposition der Bevölkerung durch bestimmungsgemäße Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft. Die Ableitung radioaktiver Stoffe mit Wasser wird aus mehreren Gründen nur am Rande rein qualitativ behandelt. Zum einen wird in England, teilweise auch in Frankreich (z.B. in der Nord Contentin Studie), die Ableitung von Radionukliden nur in Meeresgewässer betrachtet. Die dabei verwendeten Verfahrensweisen sind nicht mit den Modellen für die Ableitung in Fließgewässer vergleichbar, die in Deutschland Anwendung finden. Zum anderen werden in Frankreich aufwendige, Standort bezogene Analysen zur exponierten Referenzgruppe durchgeführt. Die dabei zugrunde liegenden Methoden und Daten konnten im Projektzeitraum aufgrund der nachfolgend dargelegten Problematik nicht in Erfahrung gebracht werden.



Eine der ersten Erkenntnisse des Vorhabens ist die Tatsache, dass im Gegensatz zu Deutschland mit seiner Allgemeinen Verwaltungsvorschrift (AVV) zu § 47 StrlSchV /L1/ in den anderen Ländern keine rechtlich verbindlichen Grundlagen für die prognostische Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen existieren. Betreiber, Sachverständigenorganisationen und Behörden wenden unterschiedliche Modelle und individuell entwickelte Programme an, die den Institutionen gehören und in der Regel nicht öffentlich zugänglich sind. Hinzu kommt, dass sich die Organisationsstruktur der Behörden in England und Frankreich in letzter Zeit veränderte, sodass Recherche und Erwerb von Modellen oder Computerprogrammen der Behörden erheblich erschwert wurden. Dennoch konnten die Probleme bei der Modellbeschaffung in Bezug auf England und Frankreich in solcher Weise gelöst werden, dass die Ziele des Vorhabens erreicht wurden. Über das Bundesamt für Strahlenschutz wurden von der FSA aus England drei Computerprogramme zur Verfügung gestellt. Die (ehemalige) staatliche Sachverständigenbehörde in Frankreich (IPSN) überließ uns die theoretischen Grundlagen des eingesetzten Nahrungskettenmodells, da ein Erwerb der Softwareversionen lizenzrechtlich nicht möglich war. Das Modell zur luftgetragenen Ausbreitung konnte anhand einer Literaturrecherche nachvollzogen werden.

Die zur Verfügung stehenden Modelle werden auch zur retrospektiven Ermittlung der Strahlenexposition eingesetzt, also im Zusammenhang mit dem Betrieb einer kerntechnischen Anlage. Beispielsweise wurden die französischen Modelle für radioökologische Untersuchungen der Umgebung von COGEMA de LA HAGUE durch die Groupe Radioécologie Nord-Contentin /L53/ eingesetzt. Das vorliegende Vorhaben bezieht sich aber ausschließlich auf die prognostische Ermittlung, also für die abdeckende Abschätzung der Strahlenexposition im Rahmen eines Genehmigungsverfahrens.

Ursprünglich war geplant, Schweden in den Vergleich mit einzubeziehen. Wie aus Kapitel 2 hervorgeht, ist das private schwedische Institut Studsvik Eco & Safety AB für die Berechnungen der Strahlenexposition zuständig. Trotz intensivster Bemühungen stellte uns Studsvik Eco & Safety AB Institut keine verwertbaren Informationen, Daten oder Grundlagen über ihre Berechnungsmethoden zur Verfügung, da deren Eigenentwicklung zur Dosisabschätzung eine Verdienstgrundlage für die Begutachtung darstellen. Für einen wissenschaftlichen Gastbesuch mit allgemeinem Informationsaustausch wollte das Institut eine Aufwandsentschädigung, die den Rahmen des Vorhabens gesprengt hätte. Deshalb war es auch nicht



möglich, eine Vergleichsrechnung nach der schwedischen Methode zu beauftragen. Die in dieser Arbeit zitierten Aspekte zur schwedischen Methodik wurden aus Sekundärliteratur entnommen.

Da Schweden nicht in die vergleichende Untersuchung mit einbezogen werden konnte, wurde geprüft, ob Methoden oder Modelle aus anderen europäischen Mitgliedsstaaten wie Spanien, Niederlande, Italien oder Schweiz von Interesse für das Vorhaben sein könnten. Dabei kamen wir zu dem Schluss, dass für einen innereuropäischen Vergleich auf das für die EU entwickelte Computerprogramm PC-CREAM zur „Ermittlung der radiologischen Auswirkungen durch die bestimmungsgemäße Freisetzung von Radionukliden in die Umgebung“ Bezug genommen werden sollte. An der von der europäischen Kommission eingerichteten Gruppe zur Anwendung dieses Programms beteiligen sich neun europäische Mitgliedsstaaten, unter anderem auch die schwedische Regulierungsbehörde. Deshalb wurden Hinweise zur europäischen Methodik in die vorliegende Arbeit mit aufgenommen.

Im anschließenden Kapitel 2 werden die nationalen Regelungen zur Berechnung der Strahlenexposition im Genehmigungsverfahren einschließlich der diesbezüglichen organisatorischen Strukturen der Länder Deutschland, England, Frankreich und Schweden dargestellt. Sie bilden den Ausgangspunkt zur Auswahl der Vergleichsgrundlage. Die theoretischen Berechnungskonzepte mit allgemein gehaltenen Beispielen werden in Kapitel 3 für die luftgetragene Ausbreitung von radioaktiven Gasen und Schwebstoffen und in Kapitel 4 für den Transfer von Radionukliden in der Nahrungskette behandelt. In Kapitel 5 wird auf die unterschiedlichen Vorgehensweisen zur Ermittlung der Strahlenexposition der Bevölkerung eingegangen. Eine vergleichende Dosisabschätzung für die Fortluftemission eines Kernkraftwerkes (KKW) am Beispiel eines deutschen Standortes unter Zugrundelegung des Nuklidgemisches für Druckwasserreaktoren nach der deutschen Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 Strahlenschutzverordnung /L1/ erfolgt in Kapitel 6. Für die Berechnungen werden hierbei hinsichtlich der Berechnungsparameter jeweils die ländereigenen Vorgaben direkt übernommen, soweit sie nicht standortspezifische Aspekte wie Meteorologie und Umgebung sowie Emission betreffen. Beispielsweise werden die in die Modelle eingehenden meteorologischen Statistiken und Parameter aus einer nach deutschem Regelwerk gemessenen, standortspezifischen meteorologischen Zeitreihe abgeleitet. Kapitel 7 behandelt die Verfahren zur Expositionsermittlung bei Ableitung radioaktiver Stoffe mit Wasser im Überblick.



2 Rechtslage und Berechnungsgrundlagen

2.1 Rechtliche Situation in den Ländern und Ausgangsbasis

Die Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Bevölkerung gegen die Gefahren ionisierender Strahlungen wird in der europäischen Gemeinschaft durch die EU-Richtlinie 96/29/EURATOM des Rates vom 13. Mai 1996 (Euratom-RL 96/29) vorgegeben. In Deutschland, England, Frankreich und Schweden sind diese Vorgaben, soweit sie den untersuchten Rahmen betreffen, in nationales Recht umgesetzt. Die Tabellen Tab. 2.1-1 und Tab. 2.1-2 geben eine Übersicht über die Organisationen, Rechtslage und Berechnungsmodelle der einzelnen Länder.

- **Deutschland (D)**

In Deutschland regelt das Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (Atomgesetz - AtG) vom 15. Juli 1985, zuletzt geändert am 6.1.2004, mit der nachgeschalteten Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20. Juli 2001 den Umgang mit radioaktiven Stoffen. Bei der Planung, der Errichtung, dem Betrieb, der Stilllegung, dem sicheren Einschluss und dem Abbau von Anlagen oder Einrichtungen sind Grenzwerte der Strahlenexposition im Sinne Artikel § 7 (Dosisbeschränkungen) der EURATOM-RL 96/29 bei Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser für Einzelpersonen der Bevölkerung einzuhalten. Die durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser bedingte effektive Dosis ist in § 47 Abs. 1 der StrlSchV jeweils auf 0,3 mSv im Kalenderjahr begrenzt. Zusätzlich existieren Grenzwerte für die Organdosen. Bei der Planung von Anlagen oder Einrichtungen kann nach § 47 Abs. 2 der Strahlenschutzverordnung die Einhaltung der Dosisgrenzwerte mit den Modellen und Parametern der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrlSchV (AVV) /L1/ nachgewiesen werden. An dieser Stelle wird darauf hingewiesen, dass während der Durchführung des Vorhabens die AVV zu § 47 StrlSchV im Entwurf vorlag und noch nicht verabschiedet war. Im Sinne der Übergangsvorschrift §116 StrlSchV kann für Genehmigungen in diesem Fall noch die AVV zu § 45 der „alten“ StrlSchV herangezogen werden. Jedoch erfüllt die AVV zu § 45 nicht alle Vorgaben der aktuellen StrlSchV vom 20. Juli 2001, so dass die AVV-Entwurfassung zu § 47 /L1/ für das Vorhaben herangezogen wurde. Genehmigungen zur Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft erteilen in Auftragsverwaltung des Bundes die jeweiligen Bundesländer. Im Rahmen der Beurteilung der Strahlenex-



position der Bevölkerung werden Sachverständigenorganisationen konsultiert. Das in der vorliegenden Arbeit verwendete Computerprogramm basiert auf einem vom TÜV Süddeutschland entwickelten Code zur AVV /L75/.

- **England (UK)**

Den Verbleib und die Verwendung von radioaktivem Abfall regelt in England das Radioactive Substances Act (RSA) 1993. Unter diesem Gesetz war das Ministry of Agriculture, Fisheries and Foods (MAFF) bis zum Jahr 2000 Regulierungsbehörde für die Vergabe von Genehmigungen für die Ableitung radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken. Diese Aufgabe obliegt nun den Environmental Agencies (EA) in England (in Schottland: SEPA), aber das MAFF blieb gesetzlicher Berater im Genehmigungsprozess. Im April 2000 wurde die Food Standards Agency (FSA) eingerichtet, in der die Radiological Safty Unit des MAFF integriert ist. Diese Unit ist für die radiologischen Berechnungen zuständig. Emissionsgenehmigungen erfordern die Zustimmung der FSA. Das heißt, dass die Environmental Agencies die FSA bezüglich der Dosisabschätzungen konsultieren müssen. Genehmigungen werden in der Regel für 5 Jahre erteilt.

In der Ionising Radiation Regulation 1999 ist eine maximale effektive Dosis für die Bevölkerung von 1 mSv (dose limit) im Kalenderjahr festgelegt. In der Richtlinie zur Umsetzung der Bestimmungen der EURATOM-RL 96/29 zu Dosisbeschränkungen, muss in der Genehmigung radioaktiver Ableitungen darauf geachtet werden, dass eine effektive Dosis von 0,3 mSv/a (dose constraint) für eine Einzelperson der Bevölkerung nicht überschritten wird, falls die Exposition durch eine einzelne Quelle hervorgerufen wird. Die Dosisbeschränkung von 0,3 mSv/a wird als obere Grenze für das Ergebnis einer Optimierungsstudie gesehen. Sie ersetzt nicht den Grenzwert für die effektive Dosis von 1 mSv/a (dose limit) gemäß Artikel 13 Absatz 2 der Euratom-Richtlinie 96/29. Bei der Emission aus mehreren Quellen an einem Standort darf die Dosis 0,5 mSv/a nicht überschreiten. Die Dosisbeschränkungen von 0,3 mSv/a und 0,5 mSv/a beziehen sich auf Artikel 7 der EURATOM-RL 96/29 und sind somit mit dem Wert von 0,3 mSv/a aus der deutschen StrlSchV zu vergleichen.

Eine weitere Einrichtung in England ist das National Radiological Protection Board (NRPB). Die gesetzliche Funktion dieses Komitees ist, mit Hilfe der Wissenschaft und anderweitigem Erwerb von Wissen, Informationen über den Schutz der Menschen gegen radioaktive Strahlung zu liefern sowie Verantwortliche in England und Regierungsabteilungen zu beraten. Die Ansätze, Berechnungsmethoden und verwendeten Parameter von NRPB und FSA



sind nicht einheitlich und unterscheiden sich im wesentlichen aufgrund unterschiedlicher Zielsetzung. Für den Vergleich in der vorliegenden Untersuchung ist die Methodik der FSA heranzuziehen.

Die FSA verwendet zur Dosisberechnung mehrere Berechnungsprogramme. Für die luftgetragene Ausbreitung von radioaktiven Stoffen wurden im Genehmigungsverfahren bis zum Jahr 2003 ausschließlich die Computerprogramme R91ALTER /L23/ und R91STAR /L22/ verwendet. In letzter Zeit wird zunehmend das Computermodell ADMS von Cambridge Environmental Research Consultants (CERC) /L56/ eingesetzt, das im Rahmen dieses Vorhabens jedoch keine Berücksichtigung findet. Ergänzend wird das von der NRPB für die Europäische Gemeinschaft entwickelte Computermodell PC-CREAM /L24/ zur Berechnung der γ -Submersion eingesetzt. SPADE /L57/ ist die Bezeichnung für das Nahrungskettenmodell der FSA. Die Computerprogramme R91ALTER, R91STAR und SPADE wurden uns von der FSA über das Bundesamt für Strahlenschutz /L58/ zur Verfügung gestellt. PC-CREAM wurde als Programmpaket in der Version von 1997 erworben.

- **Frankreich (F)**

Die Genehmigung für Ableitungen radioaktiver Stoffe in die Umwelt unterliegt in Frankreich dem Décret Nr. 95-540 vom 04. Mai 95. In Folge der EURATOM-RL 96/29 wurde im Jahre 2002 eine neue Gesetzesstruktur und Regelung des Strahlenschutzes eingeführt. Mit dem Décret Nr. 2002/460 vom 04. April 2002 sind der EU-Grenzwert 1 mSv/a für die effektive Dosis und die Grenzwerte der EURATOM-RL 96/29 für Augenlinse und Haut festgeschrieben. Diese Grenzwerte wurden für Emissionen bereits 2001 in nationales Recht aufgenommen. Bei einer Umfrage des NRPB (National Radiation Protection Board) von 1998 /L54/ gab Frankreich an, dass es keine niedrigeren Dosisbeschränkungen für einzelne Standorte zur Strahlenschutzoptimierung gemäß Artikel 7 der Richtlinie 96/29/Euratom gibt. Eigene neuere Recherchen haben ebenfalls ergeben, dass keine Dosisbeschränkungen unterhalb der Grenzwerte vorgesehen sind /L53/. Die genehmigten Ableitungsgrenzwerte basieren auf technischer Machbarkeit und Notwendigkeit.

Mit der gesetzlichen Neustruktur wurde auch die behördliche Organisation geändert. Genehmigungen erteilen die Minister für Industrie und Umwelt. Das ausführende Organ ist die Direction Générale de la Sûreté Nucléaire et de la Radioprotection (DGSNR). Das Office de Protection contre les Radiations Ionisantes (OPRI) trug bisher die Verantwortung für Gesundheit und Umweltüberwachung sowie für den Schutz der Bevölkerung und Beschäftigten



vor ionisierender Strahlung. Die Dosisabschätzungen bei Ableitungen aus Kernkraftwerken auf die Bevölkerung für das OPRI wurde vom Institute de Protection et de Sûreté Nucléaire (IPSN) durchgeführt. Inzwischen wurde das Institut de Radioprotection et Sûreté Nucléaire (IRSN) aus IPSN und OPRI gegründet, das vom DGSNR zu Sachverständigenfragen eingeschaltet wird. Da die vorliegenden Unterlagen noch vom IPSN stammen und auch im Jahre 2002 zur Verfügung gestellt wurden, wird im Folgenden auch Bezug auf das IPSN genommen.

In Frankreich existiert weder eine rechtlich verankerte noch eine formal festgelegte, einheitliche Vorschrift zur Berechnung der Strahlenexposition durch die Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen im bestimmungsgemäßen Betrieb. Der Betreiber einer Anlage muss die Modelle und Methoden selbst wählen und eigene Annahmen über die zu betrachtende Personengruppe (critical group) treffen. Radioökologische Abschätzungen zur Strahlenexposition der Bevölkerung sind bei der Genehmigung von Ableitungen radioaktiver Stoffe bei französischen Anlagen nicht generell vorgeschrieben /L54/. Standortuntersuchungen basieren häufig auf Messungen, die mit Berechnungen verglichen werden (s. z.B. /L50/). Vergleichende Betrachtungen zwischen Modell und Messung wurden beispielsweise für die Umgebung von Nord-Contentin durchgeführt /L53/. Falls die Ermittlung einer Dosis für ein bestimmtes Vorhaben erforderlich ist, wie beispielsweise für die Erneuerung von Ableitungsgenehmigungen, prüft und verifiziert das IRSN, früher das IPSN, die Ergebnisse der vorgelegten Berechnungen mit eigenen Methoden. Das IPSN führt die radioökologischen Berechnungen mit den Modellen COTRAM2 (Ausbreitungsmodell) und FOCON96 (Dosismodell) durch. Die Computerversionen des IPSN konnten uns aus lizenzrechtlichen Gründen /L34/ nicht zur Verfügung gestellt werden. Es liegen uns aber die theoretischen Grundlagen vor /L19 - L21, L35, L47/, mit denen wir eine Softwareversion entwickelt haben.

- **Schweden (S)**

Regulierungsbehörde für den Strahlenschutz ist das schwedische Strahlenschutzinstitut Statens strålskyddinstitut (SSI). Auf Basis des § 7 der schwedischen Strahlenschutzverordnung 1988:293 hat das SSI am 15. Dezember 2000 die Richtlinie SSI FS 2000:12 über den Schutz der menschlichen Gesundheit und der Umwelt vor Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken Regelungen zur Umsetzung der EURATOM-RL 96/29 herausgegeben. In § 5 der SSI-Richtlinie ist festgelegt, dass die Strahlenexposition durch die jährlichen Abgaben radioaktiver Stoffe in Wasser und Luft aller Kernkraftwerke am Ort für jede Einzelperson der zu betrachtenden betroffenen Gruppen eine effektive Dosis von 0,1 mSv (Dosisbe-



schränkung - dose constraint) nicht überschreiten soll. Wenn die abgeschätzte Dosis höher als 0,01 mSv pro Kalenderjahr ist, sollen realistische Berechnungen für den höchst exponierten Bereich durchgeführt werden. Die Berechnungen sollen auf Messdaten und der Kenntnis über die Umstände auf dem betroffenen Areal beruhen.

In Schweden führt das schwedische Institut Studsvik Eco & Safety AB (Studsvik) die Expositionsrechnungen für schwedische Kraftwerke durch. Die Grundlagen der Dosisabschätzungen und der verwendeten Methoden zur Ermittlung der Strahlenexposition müssen dem SSI zur Prüfung vorgelegt werden. Das SSI selbst führt derzeit keine Berechnungen durch. Für einen Vergleich der Modelle müssten daher die Programme von Studsvik BIOPATH/ACTIVI und PRISM herangezogen werden. Trotz intensiver Bemühungen wurden keine verwertbaren Informationen über die Berechnungsmethoden vom Institut Studsvik zur Verfügung gestellt. Die schwedischen Methoden konnten deshalb nicht in die Untersuchungen mit einbezogen werden.

- Europäische Union (EU)

Die europäische Kommission (EC) hat das von der NRPB entwickelte Programmpaket PC CREAM /L24/ zur Ermittlung der radiologischen Auswirkungen durch die routinemäßige Ableitung von Radionukliden in die Umgebung gefördert und eine Anwendergruppe mit 9 Mitgliedsstaaten eingerichtet. Dieses Programmpaket wird, wie schon erwähnt, teilweise von der FSA genutzt. Auf einige Aspekte der theoretischen Grundlagen und Ergebnisse des Programmpakets wird im Rahmen der Arbeit eingegangen.

Land	Gesetzesgrundlage	Regulierungsbehörden	SV-Organisation
Deutschland	Atomgesetz, StrlSchV, AVV	Landesministerien im Auftrag des Bundes	z.B. BfS, TÜV
England	Radioactive Substances Act 93	Environmental Agencies	Food Standards Agency (FSA)
Frankreich	Loi no 61-842, 92-3 Décret Nr.95-540 / Nr.2002-460	Nuclear Install. Safety Directorate (DSIN)	IRSN (früher IPSN)
Schweden	Strahlenschutzgesetz Verordnung SSI-FS 2000:12	Statens Strålskyddinstitut (SSI)	Studsvik Eco & Safety

Tab. 2.1-1: Übersicht zu Regelungen und Organisationsstruktur in den einzelnen Ländern
SV: Sachverständigen

Land	Dosisbeschränkung	Computermodell
Deutschland	0,3 mSv/a effektiv (Luft und Wasser) jeweils mit Vorbelastung Organdosisgrenzen organabhängig 0,3 – 1,8 mSv/a	Basis AVV zu § 47 StrlSchV TÜV-Eigenentwicklung
England	0,3 mSv/a effektiv 0,5 mSv/a (Quellenzahl > 1)*	R91ALTER/STAR, ADMS 3.1, SPADE4.6, PC-CREAM u.a.
Frankreich	Keine Beschränkung Grenzwert: 1 mSv/a effektiv	COTRAM2, FOCON96
Schweden	0,1 mSv/a effektiv	BIOPATH, ACTIVI, PRISM

Tab. 2.1-2: Übersicht zur Dosisbeschränkung und Berechnungsbasis
* site constraint

2.2 Konzept der Ermittlung der Strahlenexposition der Bevölkerung durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft

In Abb. 2.2-1 sind schematisch die Expositionspfade dargestellt, die zur Ermittlung der Strahlenexposition bei Emission radioaktiver Stoffe mit Luft betrachtet werden.

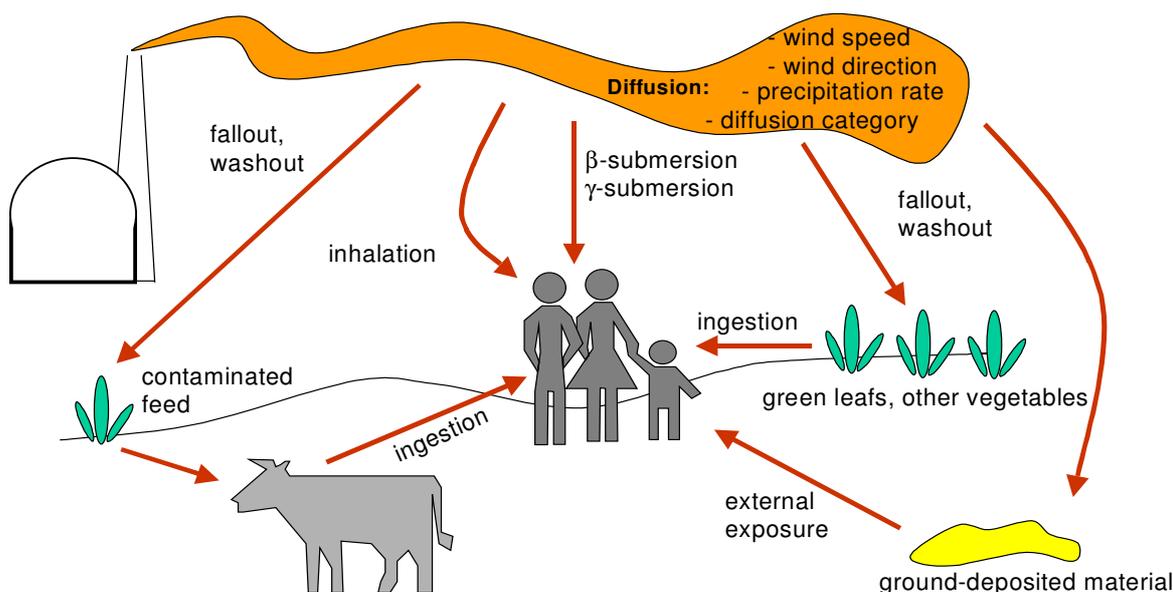


Abb. 2.2-1: Expositionspfade bei Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft (entnommen aus /L59/)



In Tab. 2.2-1 sind die berücksichtigten Pfade bei Ableitung mit Luft im Ländervergleich aufgeführt. Tab. 2.2-2 zeigt die betrachteten Personen der Bevölkerung und die jeweils zu betrachtenden Organe. In der vorliegenden Arbeit werden diejenigen Aspekte eingehender behandelt, die in allen drei Länder gleichermaßen berücksichtigt werden, d.h. vor allem die effektive Dosis von Erwachsenen, die sich jeweils durch die Pfade externe Strahlung, Inhalation, und Aufnahme von pflanzlichen Produkten sowie Milch- und Fleischprodukten ergibt. Die anderen Aspekte werden am Schluss der Arbeit diskutiert.

Emission mit Luft	Deutschland	England	Frankreich
γ -Strahlung aus der Abluftfahne	Submersion	Submersion	Immersion
β -Submersion	ja	ja	ja
γ -Bodenstrahlung	ja	ja	ja
Inhalation	ja	ja	ja
Ingestion Luft-Pflanzenoberfläche-Pflanzen	ja	ja	ja
Ingestion Luft-Boden-Pflanze	ja	ja	ja
Ingestion Luft-Futterpflanze-Tier-Milchprodukte	ja	ja	ja
Ingestion Luft-Futterpflanze-Tier-Fleischprodukte	ja	ja	ja
Ingestion Luft-Tier-Tierprodukte	nein	ja	nein
Ingestion Luft-Muttermilch	ja	(nein)*	nein
Ingestion Luft-Nahrung-Muttermilch	ja	(nein)*	nein

Tab. 2.2-1: Übersicht Kontaminationspfade

* Betrachtung, falls erforderlich

Dosis Altersgruppe / Organe	Deutschland (D)	England (UK)	Frankreich (F)
Erwachsene	ja	ja	ja
Jugendliche	12- bis 17-jährige	15-jährige	nein
Kinder	2 Gruppen (2-7a und 7-12a)	10-jährige	(nein) ²
Kleinkinder	ja	ja	(nein) ³
Säuglinge	ja	(nein) ²	nein
Effektiv	ja	ja	ja
Haut, Augenlinse	ja	nein	(nein) ³
Schilddrüse	ja ¹	nein	ja
Magendarmtrakt	ja ¹	nein	ja
Knochenmark	ja ¹	nein	ja
Andere Organe/Gewebe	ja ¹	nein	nein

Tab. 2.2-2: Übersicht der betrachteten Personen und Organe

¹ Organdosis für Keimdrüsen, Gebärmutter und rotes Knochenmark 0,3 mSv/a
 Organdosis für Schilddrüse und andere Organe und Gewebe 0,9 mSv/a
 Organdosis für Knochenoberfläche und Haut 1,8 mSv/a

² falls erforderlich, werden Werte ermittelt

³ möglicherweise in neuerer Zeit

3 Ausbreitung von Radionukliden in der Atmosphäre und Umgebungskontamination

3.1 Modelle zur Ausbreitung von radioaktiven Gasen und Aerosolen

3.1.1 Modellgrundlagen und Modellunterschiede

Die Grundannahmen und Grundgleichungen zur Ausbreitung radioaktiver Stoffe werden in verschiedenen Veröffentlichungen ausführlich beschrieben, so dass im folgendem die Gleichungen nur soweit wiedergegeben werden, soweit sie zum Verständnis des Methodenvergleiches beitragen. Bezüglich der zugrundeliegenden Annahmen und des Geltungsbereiches wird auf die jeweilige Literatur verwiesen /L1 - L10, L19 - L22/. Auf Quellterme für die Ausbreitungsrechnungen wird in Kapitel 5.1 näher eingegangen.

Das meist verwendete Modell in der EU zur Berechnung der luftgetragenen Ausbreitung von Radionukliden ist das Gaußmodell. Während in Deutschland und England das Gauß'sche Fahnenmodell (plume) zum Einsatz kommt, wird in Frankreich das sogenannte Gauß'sche Wolkenmodell (puff) verwendet, das für kontinuierliche Quellen unter bestimmten Randbedingungen in das Fahnenmodell übergeht.

- Deutschland (AVV-Modell)

Der Ausbreitungsteil des deutschen Modells ist ausführlich in der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift (AVV) /L1/ festgelegt und beispielsweise in /L2/ kommentierend beschrieben. Unter der Annahme konstanter meteorologischer Bedingungen wird in der AVV /L1/ die Aktivitätskonzentration C_K im Falle kurzzeitiger Emission wie folgt berechnet:

$$C_K^{AVV}(x, y, z) = \frac{\dot{Q}}{2 \cdot \sigma_y(x) \cdot \sigma_z(x) \cdot \pi \cdot u} \cdot \exp\left(-\frac{y^2}{2 \cdot \sigma_y^2(x)}\right) \cdot F_C^{AVV}(h, \sigma_z, z) \quad \text{Gl. 3.1-1a}$$

mit

$$F_C^{AVV}(h, \sigma_z, z) = \exp\left(-\frac{(z-h)^2}{2 \cdot \sigma_z^2(x)}\right) + \exp\left(-\frac{(z+h)^2}{2 \cdot \sigma_z^2(x)}\right) \quad \text{Gl. 3.1-1b}$$

Zur Berechnung der Ausbreitung von Radionukliden aus kontinuierlichen Quellen werden mittlere jährliche Aktivitätskonzentrationen für 12 Richtungssektoren berechnet. Die bodennahe zeitgemittelte Konzentration im Richtungssektor i wird ohne Berücksichtigung von Ablagerungsvorgängen ausgedrückt durch

$$\bar{C}_i^{\tau,AVV}(x) = \dot{Q} \cdot \sqrt{\frac{2}{\pi}} \cdot \frac{N}{2 \cdot \pi \cdot x} \cdot \sum_{j=1}^6 \frac{\exp\left(\frac{-h^2}{2\sigma_{z,j}^2(x)}\right)}{\sigma_{z,j}(x)} \cdot \sum_{m=1}^M \frac{p_{i,j,m}^{\tau}}{u_{j,m}} \quad \text{Gl. 3.1-2}$$

Die Symbole der Gleichungen Gl. 3.1-1 und Gl. 3.1-2 bedeuten:

$C(x,y,z)$ [Bq/m ³]	Aktivitätskonzentration am Ort (x,y,z) in Luft
\dot{Q} [Bq/s]	Quellstärke
x [m]	Entfernung Quelle - Aufpunkt in Ausbreitungsrichtung
y [m]	horizontale Koordinate senkrecht zur Ausbreitungsrichtung
z [m]	vertikale Koordinate senkrecht zur Ausbreitungsrichtung
h [m]	Quellhöhe
u [m/s]	Windgeschwindigkeit in effektiver Emissionshöhe
$\sigma_y(x)$ [m]	horizontaler Ausbreitungsparameter (Diffusionskoeffizient)
$\sigma_z(x)$ [m]	vertikaler Ausbreitungsparameter (Diffusionskoeffizient)
$\sigma_{z,j}(x)$ [m]	vertikaler Diffusionskoeffizient der Diffusionskategorie j
$u_{j,m}$ [m]	Windgeschwindigkeit der Klasse m bei Kategorie j
$p_{i,j,m}$	Häufigkeit, mit der $u_{j,m}$ im Sektor i , auftritt
M	Anzahl der Geschwindigkeitsstufen
N	Anzahl der Sektoren
j	Summationsindex über die 6 Diffusionskategorien
K	Index für Kurzzeitemission
τ	Index für Zeitraum der Betrachtung (Sommer (S), Jahr (G))
AVV	Index für das deutsche Modell nach AVV zu § 47 StrlSchV

Die Gleichungen gelten für ebenes Gelände. Einflüsse durch Erhebungen und Gebäude müssen separat berücksichtigt werden. Bezüglich der Berücksichtigung von solchen Einflüssen wird auf die AVV /L1/ verwiesen. Die Vorgehensweise und die Verwendung von Näherungen werden dort ausführlich dargestellt.



Aerosole lagern sich durch trockene Ablagerung und infolge von Niederschlägen auf Boden und auf Pflanzenoberflächen ab. Dadurch kommt es zu einer Abreicherung der Aktivität in der Abluftfahne. Daneben findet eine Aktivitätsverminderung infolge des radioaktiven Zerfalls statt. Zur Berücksichtigung der Aktivitätsreduzierung ist es gemäß AVV /L1/ zulässig, das Quellabreicherungsverfahren anzuwenden. Die effektive Emissionsrate dQ/dt errechnet sich dann aus der tatsächlichen Emissionsrate dQ_0/dt und den Reduktionsfaktoren f der Abreicherungsverfahren über

$$\dot{Q} = f_A \cdot f_R \cdot f_{Z,r} \cdot \dot{Q}_0 \quad \text{Gl. 3.1-3}$$

wobei f_A die trockene Ablagerung (Fallout)

$$f_A = \exp\left(-\frac{v_g}{u} \cdot \sqrt{\frac{2}{\pi}} \cdot \int_0^x F_{AD}^{AVV}(h, \sigma_z(x')) dx'\right) \text{ mit} \quad \text{Gl. 3.1-4a}$$

$$F_{AD}^{AVV}(h, \sigma_z(x')) = \frac{\exp\left(-\frac{h^2}{2 \cdot \sigma_z^2(x')}\right)}{\sigma_z(x')} \quad \text{Gl. 3.1-4b}$$

f_R die Ablagerung durch Niederschlag (Washout)

$$f_R = \exp\left(-\frac{\Lambda \cdot x}{u}\right) \quad \text{Gl. 3.1-5}$$

und $f_{Z,r}$ den radioaktiven Zerfall beschreiben

$$f_{Z,r} = \exp\left(-\frac{\lambda_r \cdot x}{u}\right) \quad \text{Gl. 3.1-6}$$

Die Bodenkontaminationsraten bei den genannten Vorgängen werden über die Ablagerungsgeschwindigkeiten v_g (Fallout) und die Koeffizienten Λ der nassen Ablagerung (Washout) beschrieben. Folgende Gleichungen können zur Berechnung der Bodenkontamination (B) angewandt werden



$$\dot{B}_{F,i}^{\tau,AVV}(x,y) = v_g \cdot \bar{C}_i^{\tau}(x) \quad (\text{Fallout}) \quad \text{Gl. 3.1-7}$$

und

$$\dot{B}_{W,i}^{\tau,AVV}(x) = \frac{\dot{Q} \cdot N \cdot c \cdot J_i^{\tau}}{2 \cdot \pi \cdot x \cdot \bar{U}_{i,D}^{\tau}} \cdot \alpha_{\tau} \quad (\text{Washout}) \quad \text{Gl. 3.1-8}$$

mit

F,W Index für Fallout, Washout

α_{τ} $\alpha_G = 1$ und $\alpha_S = 2$

J_i^{τ} [mm/a] Niederschlagshöhe für den Bezugszeitraum τ

c Proportionalitätskonstante nach L1

$\bar{U}_{i,D}^{\tau}$ mittlere Geschwindigkeit (siehe /L1/)

Die Gl. 3.1-8 gilt gemäß AVV /L1/ für das so genannte einfache Verfahren, bei dem der Washoutfaktor proportional der jährlichen Niederschlagshöhe ist. Im Allgemeinen werden die Berechnungen mit einer 4-dimensionalen meteorologischen Statistik durchgeführt, die Niederschlagshäufigkeit für mehrere Niederschlagsintensitätsstufen enthält und eine etwas kompliziertere Gleichung erfordert. Details können L1 entnommen werden.

- England (R91-Modell)

Die komplette Beschreibung des englischen R91-Ausbreitungsmodells findet sich in den Berichten des National Radiological Protection Board /L3 - L9/. Ferner wird das Modell im Bericht EUR 15760 der Europäischen Kommission /L10/ beschrieben. Die Gleichungen zur Berechnung des Konzentrationsfeldes der Aktivität in der Abluffahne im Fall einer gleichmäßigen kontinuierlichen punktförmigen Emission werden im NRPB-R91 Report /L3/ angegeben. Solange der vertikale Diffusionskoeffizient σ_z kleiner als die Mischungsschichthöhe A ist, also $\sigma_z < A$, lautet die Berechnungsformel

$$C_K^{R91}(x,y,z) = \frac{Q}{2 \cdot \sigma_y(x) \cdot \sigma_z(x) \cdot \pi \cdot u_{10}} \cdot \exp\left(-\frac{y^2}{2 \cdot \sigma_y^2}\right) \cdot F_C^{R91}(h,z,\sigma_z,A) \quad \text{Gl. 3.1-9a}$$

mit



$$F_C^{R91}(h, z, \sigma_z, A) = \exp\left(-\frac{(z-h)^2}{2 \cdot \sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+h)^2}{2 \cdot \sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(2A+z+h)^2}{2 \cdot \sigma_z^2}\right) \\ + \exp\left(-\frac{(2A+z-h)^2}{2 \cdot \sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(2A-z+h)^2}{2 \cdot \sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(2A-z-h)^2}{2 \cdot \sigma_z^2}\right)$$

Gl. 3.1-9b

Außer den bereits erklärten Symbolen bedeuten hierin:

- Q [Bq/a] Quellstärke bzw. Jährlich freigesetzten Aktivität
A [m] Höhe der Durchmischungsschicht
u₁₀ [m/s] Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe
R91 Index für Modell der NRPB

Für $\sigma_z \geq A$ vereinfacht sich die Gleichung zu

$$C^{R91} = \frac{Q}{\sqrt{2 \cdot \pi} \cdot \sigma_y \cdot A \cdot u_{10}} \cdot \exp\left(\frac{-y^2}{2 \cdot \sigma_y^2}\right)$$

Gl. 3.1-9c

Die mittleren jährlichen Aktivitätskonzentrationen C_i in der Umgebung einer Anlage werden für 12 Richtungssektoren angegeben. Ohne Berücksichtigung von Ablagerungsvorgängen errechnen sich die Konzentrationen gemäß /L3/ für $\sigma_{zj} < A_j$ im Sektor i über

$$C_i^{R91}(r, z) = \sum_j f_{ij} \cdot C_{ij} = \sum_j f_{ij} \frac{Q}{\sqrt{2\pi} \cdot r \cdot \alpha \cdot \sigma_{zj} \cdot u_j} \cdot F_{C_j}^{R91}(h, z, \sigma_{zj}, A_j)$$

Gl. 3.1-10a

Darin sind:

- r [m] horizontaler Abstand Quelle - Aufpunkt
α [rad] Winkel des Sektors
A_j [m] Höhe der Durchmischungsschicht der Diffusionskategorie j
σ_{zj} [m] vertikaler Ausbreitungsparameter der Diffusionskategorie j
f_{ij} Häufigkeit der Diffusionskategorie j in Sektor i
u_j Windgeschwindigkeit in Emissionshöhe bei Diffusionskategorie j

Summiert wird über die Konzentrationen der verschiedenen Diffusionskategorien j. Im Falle, dass $\sigma_{zj} > A_j$ vereinfacht sich die Gleichung zu

$$C_i^{R91}(r, z) = \sum_j f_{ij} \cdot C_{ij} = \sum_j f_{ij} \frac{Q}{r \cdot \alpha \cdot A_j \cdot u_j} \quad \text{für } \sigma_{zj} > A_j \quad \text{Gl. 3.1-10b}$$

Die Gleichungen 3.1-9 und 3.1-10 werden zur Berücksichtigung der trockenen und nassen Ablagerung entsprechend modifiziert (siehe NRPB-R122 /L4/). Die Aktivitätsreduzierung in der Abluffahne wird dabei durch modifizierte Quellstärken berücksichtigt. Für den Reduktionsfaktor des Fallout f_A gilt nach NRPB-R122 /L4/ für $\sigma_z < A$

$$f_A = \exp\left(-\frac{v_g}{u} \cdot \sqrt{\frac{2}{\pi}} \cdot \int_0^x F_{AD}^{R91}(h, \sigma_z(x')) dx'\right) \quad \text{mit} \quad \text{Gl. 3.1-11a}$$

$$F_{AD}^{R91}(h, \sigma_z(x'), A) = \frac{\exp\left(-\frac{h^2}{2 \cdot \sigma_z^2(x')}\right)}{\sigma_z(x')} + \frac{\exp\left(-\frac{(h+2A)^2}{2 \cdot \sigma_z^2(x')}\right)}{\sigma_z(x')} + \frac{\exp\left(-\frac{(h-2A)^2}{2 \cdot \sigma_z^2(x')}\right)}{\sigma_z(x')} \quad \text{Gl. 3.1-11b}$$

und

$$F_{AD}^{R91}(x') = F_{AD}^{R91}(x'_c) - \frac{x' - x'_c}{A} \quad \text{für } \sigma_z(x') \geq A, \text{ wobei } \sigma_z(x'_c) = A, \quad \text{Gl. 3.1-11c}$$

Bei der Beschreibung des Washout findet ein Modell Anwendung, das neben dem Washoutfaktor die Wahrscheinlichkeiten P_w und P_d benötigt. Diese Werte geben an, mit welcher Wahrscheinlichkeit eine Regenperiode (P_w) und eine Trockenperiode (P_d) pro Einheitszeit endet. Die reziproken Werte von P_w und P_d entsprechen der jeweiligen mittleren Periodendauer. Die Ablagerungsrate B_w pro Einheitsfläche durch Niederschläge wird für kontinuierliche Freisetzung über den Ausdruck

$$B_w^{R91} = \frac{Q'_w(t) \cdot \Lambda}{r \cdot \alpha \cdot u} \quad \text{Gl. 3.1-12}$$

definiert. $Q'_w(t)$ beschreibt die Aktivität in der Wolke, die mit der Zeit durch die beiden Ablagerungsvorgänge abgereichert wird. Ergänzend zum ursprünglichen R91-Modell berücksichtigen die englischen Computerprogramme R91STAR und R91ALTER den radioaktiven Zerfall.



- **Frankreich (COTRAM-, Doury-Modell)**

Über das in Frankreich zum Einsatz kommende Ausbreitungsmodell COTRAM, vermutlich in der Version 4, liegt uns keine vollständige Dokumentation vor. Die folgenden Ausführungen basieren auf Veröffentlichungen von Doury /L19 – L22/ und einer allgemeinen Beschreibung zum Computerprogramm COTRAM /L32/. Darüber hinaus wurden zusätzliche Erweiterungen im COTRAM-Code gegenüber dem Basismodell von Doury beim ISRN erfragt oder anhand von Ergebnissen einer vergleichenden Testrechnung abgeleitet /L32/.

Das Gauß'sche Wolkenmodell ist im Gegensatz zum Gauß-Fahnenmodell ein Episodenmodell. Es beschreibt den zeitlichen Verlauf der Aktivitäts- bzw. Konzentrationsverteilung der freigesetzten Wolke. Eine kontinuierliche Emission wird hierzu in einzelne Teilwolken zerlegt, die dann einzeln zeitlich verfolgt werden. Die Konzentration C_T einer Teilwolke (T) zum Zeitpunkt t an den Koordinaten x,y,z infolge der Emission q zum Zeitpunkt t_e ist gegeben durch /L19 – L21/

$$C_T^{\text{COT}}(x,y,z,t) = (2 \cdot \pi)^{-3/2} \frac{2 \cdot q}{\sigma_h^2 \cdot \sigma_z} \cdot \exp\left(-\frac{1}{2} \left(\frac{[x - u(t - t_e)]^2}{\sigma_h^2} + \frac{y^2}{\sigma_h^2} + \frac{(z - z')^2}{\sigma_z^2} \right)\right) \quad \text{Gl. 3.1-13}$$

wobei σ_h die horizontalen Diffusionskoeffizienten und t_e die Emissionszeit darstellen. Der Faktor 2 im Ausdruck $2 \cdot q$ berücksichtigt in vereinfachter Weise die Reflexion der Wolke am Boden. Dieser Faktor ist in den Veröffentlichungen von Doury nicht berücksichtigt. Der Index COT steht für COTRAM.

Um eine lokale Konzentration zu bestimmen, muss über die Emissionszeit und die Beobachtungszeit integriert werden. Nach Doury /L21/ kann die Konvolution der beiden Zeitverläufe ohne großen Fehler separiert werden. Der atmosphärische Ausbreitungskoeffizient CTA (Coefficient de Transfer Atmosphérique - Ausbreitungsfaktor) ist demnach gegeben durch das Zeitintegral der einzelnen Konzentrationen:

$$CTA = \frac{\int_{-\infty}^{\infty} C_T(x,y,z,t) dt}{\int_0^{t_f} q(t_e) dt_e} \quad \text{Gl. 3.1-14}$$

mit

$q(t)$ Zeitfunktion der Emission

t_f Endzeitpunkt der Emission

Für lange Emissionszeiträume kann die Gleichung Gl. 3.1-14 wie eine stationäre Beziehung behandelt werden. Üblicherweise wird die Umgebung um die Quelle in 18 Sektoren je 20° unterteilt. Im Gegensatz zum englischen und deutschen Modell werden die Beiträge, die in einen Sektor fallen, nicht azimutal gemittelt, sondern nach Stabilitäts- und Windgeschwindigkeitsklassen aufsummiert /L33/.

$$C_i^{COT}(x) = Q \cdot \sum_j f_{ij} \cdot CTA_j(x) \quad \text{Gl. 3.1-15}$$

Darüber hinaus wird der Einfluss der Wolken aus benachbarten Sektoren berücksichtigt.

$$\overline{CTA_i(x)} = \sum_j f_{ij} \cdot CTA_j + \sum_j f_{i-1j} \cdot CTA_j \cdot \exp\left(-\frac{y^2}{2 \cdot \sigma_{yj}^2}\right) + \sum_j f_{i+1j} \cdot CTA_j \cdot \exp\left(-\frac{y^2}{2 \cdot \sigma_{yj}^2}\right) \quad \text{Gl. 3.1-16}$$

Der Einfluss aus den Nachbarsektoren spielt vor allem bei geringen Windgeschwindigkeiten eine Rolle.

Analog zum Ausbreitungskoeffizienten wird der Oberflächentransferkoeffizient CTS (Coefficient de Transfer Surfacing - Bodenbelegungsfaktor) definiert /L32/

$$CTS(x) = \frac{\int_{t_f}^{\infty} \Omega(x, t) dt}{\int_0^{t_f} q(t_e) dt_e} \quad \text{Gl. 3.1-17}$$

Wie beim Fahrenmodell kann dann für trockene (sec) Ablagerung Ω_s geschrieben werden:

$$\Omega_s(x, t) = v_g \cdot C(x, 0, 0, t) = v_g \cdot q \cdot CTA(x, 0, 0, t) \quad \text{Gl. 3.1-18}$$

mit v_g als Ablagerungsgeschwindigkeit. Die nasse Ablagerung durch Niederschlag ($p = \text{précipitation}$) ergibt sich durch Integration über z



$$\Omega_p(x,t) = \int_0^{\infty} \Lambda_p \cdot q \cdot \text{CTA}(x,0,z,t) dz$$

Gl. 3.1-19

wobei Λ_p der Washout-Koeffizient ist.

Entsprechend unseren Ergebnissen der Vergleichsrechnung (siehe Kap. 3.3.1) wird in COTRAM die Abreicherung der Konzentration in der Fortluftwolke durch Ablagerung berücksichtigt. Die Reduzierung der Quellstärke $q(t)$ mit der Ausbreitungszeit t durch trockene Ablagerung wurde von uns nach folgender Gleichung berechnet.

$$q'(t) = q(t) \cdot \exp \left\{ - \left(\frac{2}{\pi} \right)^{\frac{1}{2}} \cdot v_g \int_0^t \frac{1}{\sigma_z(t')} \exp \left[- \frac{h^2}{2 \cdot \sigma^2(t')} \right] dt' \right\}$$

Gl.3.1-20

Die Abreicherung durch Niederschlag wurde analog dem Fahnenmodell angesetzt (siehe z.B. Gleichung Gl. 3.1-5).

- **Europäische Union (R91-Modell)**

Das Ausbreitungsmodell im Bericht EUR 15760 der Europäischen Kommission /L10/, umgesetzt im Computerprogramm PLUME des Programmpaketes PC-CREAM, basiert ebenso wie die englischen Ausbreitungsmodelle auf der Grundlage des NRPB-Berichts R91 /L3 – L9/ und damit auf den oben beschriebenen Grundgleichungen Gl. 3.1-9 – Gl. 3.1-12.

3.1.2 Beschreibung der Meteorologie

Die Anwendung der Gauß'schen Gleichungen erfordern u.a. die Kenntnis der Windgeschwindigkeit und der Ausbreitungsparameter (Diffusionskoeffizienten) σ . Mit den Ausbreitungsparametern geht die Meteorologie in die Gaußgleichung ein, die in der Regel über Ausbreitungskategorien (Diffusionskategorien) ausgedrückt wird.

- **Deutschland (AVV-Modell)**

Auf Basis experimenteller Beobachtungen legte Pasquill ein Kategorisierungsschema fest /L11/, das mit den Buchstaben A (sehr instabil) – F (sehr stabil) die meteorologische Situation beschreibt und schlug Werte für die Ausbreitungsparameter (Diffusionskoeffizienten) σ der Gaußgleichung vor. Darauf aufbauend wurden zur Berechnung der Ausbreitungspara-



meter σ_y und σ_z in Deutschland für die verschiedenen Stabilitätsklassen an zwei deutschen Standorten Messungen des Temperaturgradienten bei verschiedenen Emissionshöhen durchgeführt und daraus einen Parametersatz mit folgendem Potenzansatz ermittelt /L1, L12 - L14, L39/:

$$\sigma_i = p_i \cdot x^q \quad \text{mit } i = y, z \quad \text{Gl. 3.1-21}$$

In der AVV /L1/ sind die Parameter p und q für die Stabilitätsklassen (Diffusionskategorien) A – F bei 50 m, 100 m und 180 m festgelegt. Für andere Höhen wird eine Vorschrift zur Mittelung bzw. Verwendung der Parameter angegeben (Details siehe AVV /L1/). Somit sind die Diffusionskoeffizienten Funktionen der Quelldistanz- bzw. der Emissionshöhe

$$\sigma_i = \sigma_i(h, x) \quad \text{Gl. 3.1-22}$$

- **England (R91-Modell)**

In England wird ein erweitertes Pasquill-Smith-Hosker-Schema verwendet (s. /L3, L4, L10/). Smith beschreibt die Stabilität anhand einer kontinuierlichen Variablen P und definiert ferner eine zusätzliche Stabilitätsklasse G /L15/. In Abb. 2 des NRPB-R91-Berichtes /L3/ ist die Zuordnung der Stabilitätszahlen P nach Smith für die Pasquill-Klassen von 0,5 (A) bis 6,5 (G) dargestellt. Smith löste die Diffusionsgleichung numerisch und errechnete Werte für verschiedene Stabilitätsklassen und Windgeschwindigkeiten. Zur Vereinfachung der numerischen Analyse hat Hosker /L16/ (s. a. /L3, L10/) die graphisch dargestellten Smith-Werte des vertikalen Diffusionskoeffizienten gefittet. Daraus ergeben sich folgende Gleichungen

$$\sigma_z = \frac{ax^b}{1 + cx^d} F(z_0, x) \quad \text{mit} \quad \text{Gl. 3.1-23a}$$

$$F(z_0, x) = \ln(fx^g [1 + (hx^j)^{-1}]) \quad \text{für } z_0 \geq 0,1 \text{ m} \quad \text{Gl. 3.1-23b}$$

$$F(z_0, x) = \ln(fx^g [1 + hx^j]^{-1}) \quad \text{für } z_0 < 0,1 \text{ m} \quad \text{Gl. 3.1-23c}$$



Die Rauigkeitslänge z_0 beschreibt die Rauigkeit des Geländes. Im NRPB-R91-Bericht /L3/ sind die Koeffizienten a - d für die unterschiedlichen Stabilitätsklassen und die Koeffizienten f - j für verschiedene Rauigkeitslängen aufgeführt.

Die Verbreiterung der Gaußwolke in der y-Ebene wird durch den Diffusionskoeffizienten σ_y beschrieben. Sie resultiert nach Moore /L17/ aus zwei Prozessen, der turbulenten Diffusion und den Windrichtungsfluktuationen. Bei der Betrachtung von Kurzeitenausbreitungen werden für den Term der turbulenten Diffusion σ_{yT} die Werte von Gifford /L18/ verwendet. Im Falle von Emissionszeiten, die länger als 30 Minuten dauern, werden die Windfluktuationen (σ_{yw}) nach folgender Formel miteinbezogen:

$$\sigma_y^2 = \sigma_{yT}^2 + \sigma_{yw}^2 \quad \text{mit} \quad \text{Gl. 3.1-24a}$$

$$\sigma_{yw} = 0.065 \cdot x \cdot \sqrt{\frac{7 \cdot T}{u_{10}}} \quad \text{Gl. 3.1-24b}$$

wobei T den Freisetzungszeitraum in Stunden darstellt.

- **Frankreich (COTRAM-, Doury-Modell)**

In Frankreich wird im Allgemeinen die meteorologische Klassifizierung nach Doury /L19 - L21/ verwendet. Doury hat bei der Auswertung von experimentellen Daten mit

$$\sigma_h = (A_h t)^{k_h} \quad \text{Gl. 3.1-25a}$$

$$\sigma_z = (A_z t)^{k_z} \quad \text{Gl. 3.1-25b}$$

die Beziehungen zwischen den Diffusionskoeffizienten (horizontal und vertikal) und der Ausbreitungszeit t abgeleitet. Die Ausbreitungszeit ist durch den Quotienten Entfernung durch Windgeschwindigkeit gegeben. Die Faktoren $A_{h,z}$ und $k_{h,z}$ ändern sich ebenfalls mit der Zeit (s. Tab. 3.1-1 und Tab. 3.1-2). Darin liegt auch der wesentliche Unterschied zu den Pasquill'schen Parametern, die als Funktion der Entfernung formuliert sind. Zwei meteorologische Zustände werden unterschieden, nämlich



- Diffusionskategorie normal (Diffusion normal - DN) und
- Diffusionskategorie schwach (Diffusion faible - DF)

Die Diffusionskategorien sind definiert durch den vertikalen Temperaturgradienten, der für DN kleiner – 0,5°C pro 100 m Δz und für DF größer – 0,5°C pro 100 m Δz ist. Das Doury-Schema ist auch im Bericht EUR 15760 der europäischen Kommission /L10/ beschrieben.

Die Werte der zeitabhängigen Parameter A_h , A_z , k_h und k_z können den nachfolgenden Tabellen Tab. 3.1-1 und Tab. 3.1-2 entnommen werden.

Ausbreitungszeit t	A_h	A_z	k_h	k_z
(s)	($m^{1/k} s^{-1}$)	($m^{1/k} s^{-1}$)	(dimensionslos)	(dimensionslos)
0 bis $2,40 \cdot 10^2$	$4,05 \cdot 10^{-1}$	0,42	0,859	0,814
$2,40 \cdot 10^2$ bis $3,28 \cdot 10^3$	$1,35 \cdot 10^{-1}$	1,00	1,130	0,685
$3,28 \cdot 10^3$ bis $9,70 \cdot 10^4$	$1,35 \cdot 10^{-1}$	20	1,130	0,500
$9,70 \cdot 10^4$ bis $5,08 \cdot 10^5$	$4,63 \cdot 10^{-1}$	20	1,000	0,500
$5,08 \cdot 10^5$ bis $1,30 \cdot 10^6$	6,50	20	0,824	0,500
$> 1,30 \cdot 10^6$	$2,00 \cdot 10^5$	20	0,500	0,500

Tab. 3.1-1: Normale Diffusion. Vertikaler Temperaturgradient $\gamma \leq - 0,5 \text{ } ^\circ\text{C} / 100 \text{ m}$

Ausbreitungszeit (t)	A_h	A_z	k_h	k_z
(s)	($m^{1/k} s^{-1}$)	($m^{1/k} s^{-1}$)	(dimensionslos)	(dimensionslos)
0 bis $2,40 \cdot 10^2$	$4,05 \cdot 10^{-1}$	0,20	0,859	0,500
$2,40 \cdot 10^2$ bis $9,70 \cdot 10^4$	$1,35 \cdot 10^{-1}$	0,20	1,130	0,500
$9,70 \cdot 10^4$ bis $5,08 \cdot 10^5$	$4,63 \cdot 10^{-1}$	0,20	1,000	0,500
$5,08 \cdot 10^5$ bis $1,30 \cdot 10^6$	6,50	0,20	0,824	0,500
$> 1,30 \cdot 10^6$	$2,00 \cdot 10^5$	0,20	0,500	0,500

Tab. 3.1-2: Schwache Diffusion; Vertikaler Temperaturgradient $\gamma > - 0,5 \text{ } ^\circ\text{C} / 100 \text{ m}$



- Europäische Union (R91-Modell)

Im Bericht 15760 /L10/ der europäischen Kommission werden die Klassifikationen der Meteorologie nach Pasquill, Hosker und Doury als Alternativen diskutiert. Angesichts der Verwendung des R91-Modells interessiert im vorliegenden Zusammenhang die Methode nach Hosker, die bereits unter dem Abschnitt „England“ beschrieben wurde. Die programmtechnische Umsetzung der Meteorologie im Programmpaket PC-CREAM unterscheidet sich jedoch gegenüber der englischen Version in Bezug auf die Handhabung und die Eingabemöglichkeiten. Hierauf wird später eingegangen.

3.1.3 Modelle zur Ermittlung der externen Strahlungsexposition aus der Abluftfahne

- Deutschland, England und Europäische Union (γ -Submersion)

Sowohl in Deutschland /L1/ als auch in England /L27/ wird zur Berechnung der externen Strahlenexposition aus der Wolkenstrahlung das Modell der γ -Submersion herangezogen. Bei der γ -Submersion geht man von einer räumlich begrenzten Wolke mit nicht konstanter Aktivitätskonzentration aus. Zunächst wird die Photonenflussdichte Φ aus dem Quellvolumen am zu betrachtenden Aufpunkt ermittelt, aus der dann die Dosis ermittelt wird. Für die Berechnung der Dosis gilt dann der Zusammenhang

$$H_{\gamma\text{sub}} \propto g_{\gamma\text{sub}} \cdot \Phi$$

$H_{\gamma\text{sub}}$ Äquivalentdosis des γ -Submersionsmodell in Sv

$g_{\gamma\text{sub}}$ γ -Dosisleistungsfaktor im Submersionsmodell in Sv m² / (Bq s)

Φ Photonenflussdichte in 1 / (m² s)

Der Ausbreitungsfaktor der γ -Submersion hat die Einheit s/m² und hängt von der γ -Energie ab, da die Schwächungseigenschaften in die Berechnung der Flussdichte eingehen. Die Energieabhängigkeit der Ausbreitungsfaktoren für Energien zwischen 80 keV und 3 MeV wird in guter Näherung durch einen Ausbreitungsfaktor $\chi_{\gamma 2}$ bei der Energie 100 keV (γ_2) und einen Ausbreitungsfaktor $\chi_{\gamma 1}$ für die Energie 1 MeV (γ_1) berücksichtigt (siehe /L1/). Ersterer gilt für Energien unter, letzterer für Energien über 200 keV. Beschreibt f_r den Anteils des γ -

Spektrums der Energiegruppe 1 (γ_1) oberhalb 200 keV für ein Radionuklid r , gilt (in Deutschland für Erwachsene)

$$H_{r,\gamma,T} = Q_r \cdot g_{\gamma,r,T} (f_r \cdot \chi_{\gamma_1} + (1 - f_r) \cdot \chi_{\gamma_2}) \quad \text{Gl. 3.1-26}$$

In der AVV /L1/ wird die normierte Photonenflussdichte wie folgt angegeben

$$\Phi_1(\mu_1 z', \mu_1 s) = \frac{\exp(-\mu_1 \cdot R)}{4 \cdot \pi \cdot R^2} \cdot B_1(\mu_1 R) \cdot K_1(\mu_1 z', \mu_1 s) \quad \text{Gl. 3.1-27}$$

Da Φ von der Photonenenergie abhängt, unterscheidet man zwei Energiegruppen über die Indizierung 1 und 2. Den gesamten effektiven Fluss an einem Ort erhält man aus der Integration der Beiträge aus den einzelnen Volumenelementen. Der Kurzzeitausbreitungsfaktor (z.B. Energiegruppe 1) ergibt sich deshalb nach AVV /L1/ zu

$$\hat{\chi}_{\gamma_1,j} = \int_{-\infty}^{+\infty} \int \int \Phi_1(\mu_1 z', \mu_1 s) \cdot \frac{\exp\left[-\frac{y'^2}{2 \cdot \sigma_{y,j}^2(x')} - \frac{(z' - H)^2}{2 \cdot \sigma_{z,j}^2(x')}\right]}{2 \cdot \pi \cdot \sigma_{y,j}(x') \cdot \sigma_{z,j}(x') \cdot u} dx' dy' dz' \quad \text{Gl. 3.1-28}$$

μ_1 : Gesamtschwächungskoeffizient für Gammastrahlen in Luft in m^{-1} (ohne kohärente Streuung) für die Energie $E_\gamma = 1$ MeV

x, y, z : Koordinaten des Aufpunktes

x', y', z' : Koordinaten des Quellpunktes (Volumenelement $dx' \cdot dy' \cdot dz'$)

R : Abstand zwischen dem Volumenelement $dx' \cdot dy' \cdot dz'$ der Abluffahne am Ort (x', y', z') und dem Aufpunkt (x, y, z) in m

$$R = \sqrt{(x - x')^2 + (y - y')^2 + (z - z')^2}$$

$B_1(\mu_1 R)$: Dosisaufbaufaktor in Luft für Gamma-Energie 1 MeV ohne Bodeneinfluss

$K_1(\mu_1 z', \mu_1 s)$: Korrekturfaktor für den Einfluss des Bodens

s : Horizontaler Abstand zwischen der senkrechten Projektion vom Volumenelement der Abluffahne auf den Boden und Aufpunkt

$$s = \sqrt{(x - x')^2 + (y - y')^2}$$

Q_r [Bq] Abgeleitete Aktivität des Radionuklids r



Den Langzeitausbreitungsfaktor der γ -Submersion erhält man über die Unterteilung der Umgebung in Sektoren und die Summierung der Beiträge aller Wind- und Stabilitätsklassen. Dabei werden zu dem Beitrag in Ausbreitungsrichtung auch Beiträge aus den Nebensektoren berücksichtigt.

England verwendet das europäische γ -Submersionsmodell, das in PC-CREAM implementiert und im Bericht EUR 15760 /L10/ beschrieben ist. Einer der Unterschiede zum deutschen Modell liegt, wie aus Gleichung Gl. 3.1-28 hervorgeht, in den unterschiedlichen Ausbreitungsparametern. Ein Korrekturfaktor für den Einfluss des Bodens wie im deutschen Modell (siehe Gleichung Gl. 3.1-27) wird im englischen Modell nicht separat berücksichtigt.

- **Frankreich**

Das französische Modell FOCON96 verwendet für die äußere γ -Exposition aus der Wolke das γ -Immersionsmodell /L35/. Zur Abschätzung der Strahlenexposition über das Modell der γ -Immersion wird angenommen, dass sich die exponierte Person am Rand einer halbunendlichen Strahlungsquelle befindet und die Aktivitätskonzentration am Aufpunkt der Person mit gleicher Konzentration über das Volumen der unendlichen Halbkugel verteilt, also räumlich konstant, ist. Die Dosis wird unter der Annahme aus der Aktivitätskonzentration von Gleichung Gl. 3.1-16 berechnet. Einen Dosisbeitrag gibt es rechnerisch nur innerhalb der Wolke, außerhalb der Fortluftfahne ist der Dosisbeitrag im Gegensatz zum Submersionsmodell null. Die Jahresdosis H_{pan} wird in FOCON 96 durch

$$H_{\text{pan}}(x,r) = F_{\text{tp}} \cdot C_{\text{air}}(x,r) \cdot t \cdot g_{\text{pan}}(r) \quad \text{Gl. 3.1-29}$$

ausgedrückt. Hierin ist C_{air} die Aktivitätskonzentration am Aufpunkt x und F_{tp} der jährliche Anteil, dem eine Person diesem Expositionspfad unterworfen ist. Der Index pan steht für panache (Abluftfahne). Die Zeit t wird mit $3,15 \cdot 10^7$ s (1 Jahr) angegeben. Wegen

$$H \propto C_{\text{air}}(x,r) \cdot t = A_r \cdot \chi_{\text{air}}$$

ist die Dosis direkt proportional der Aktivitätskonzentration C am Aufpunkt. Der Ausbreitungsfaktor χ_{air} bezüglich der γ -Immersion hat anders als bei der γ -Submersion die Einheit [s/m³].



3.2 Methodik der Ausbreitungsberechnung in England

3.2.1 Rechenprogramme R91STAR, R91ALTER und PLUME (PC-CREAM)

Zur Berechnung der bodennahen Aktivitätskonzentrationen in Luft und der Aktivitätsablagerung standen die ausführbaren Computerprogramme R91STAR (**Short-Term Accidental Release**), R91ALTER (**Atmospheric Long-TErm Release**) zur Verfügung. Beide Programme basieren auf dem Modell R91 der NRPB /L3 - L9/. Gegenüber der Originalliteratur wurden die Programme um den radioaktiven Zerfall erweitert und eine überarbeitete Version der Abbildung „Fig. 2“ aus NRPB-R91 /L3/ implementiert /L22/.

Der Ausbreitungsteil PLUME des Programmpaketes PC-CREAM (**Consequences of Releases to the Environment Assessment Methodology**) der EU /L24/ ist wie R91ALTER für Langzeitberechnungen ausgelegt. Zwar wird von der englischen Behörde FSA das Programm PLUME für die Radionuklidausbreitung nicht herangezogen. Jedoch wird das Programmpaket in England zur Berechnung der γ -Submersion verwendet. Aufgrund des gleichen theoretischen Grundgerüsts beider Programme sollten mit PLUME die gleichen Ausbreitungsergebnisse wie mit R91ALTER erzielt werden. Mit einem Windowsprogramm wie PLUME könnten deshalb die englischen Ergebnisse einfach und komfortabel simuliert werden. Doch die Programme unterscheiden sich im konzeptionellen Aufbau. Sie verfügen über unterschiedliche Eingabemöglichkeiten und -mächtigkeiten, so dass in der Regel nicht a priori die gleichen Resultate errechnet werden.

In der uns vorliegenden Version von PLUME (PC-CREAM 98) können keine Windgeschwindigkeiten vorgegeben werden. Sie sind für die Emissionshöhe von 10 m vordefiniert. Die Windgeschwindigkeiten sind für das Pasquill/Hosker-Schemata gemäß NRPB-R91-Bericht /L3/ vorgegeben und werden für alle anderen Emissionshöhen intern über die im Bericht angegebenen Relationen und Werte umgerechnet. PLUME erlaubt für das Meteorologieschema Pasquill/Hosker die Eingabe der Verteilung von 8 Diffusionskategorien, nämlich A, B, C, D, E, F, C(rain), D(rain) auf max. 18 Sektoren.

Anders als in PLUME kann in R91ALTER eine Windstatistik vorgegeben werden. Liegt eine Windrose vor, bietet das Programm R91ALTER durch Eingabe der Windverteilung auf die verschiedenen Sektoren die Berechnung mit einer voreingestellten Häufigkeit der Stabilitätsklassen inklusive der typischen Windgeschwindigkeiten an. Die voreingestellten Werte kön-



nen der Tab. 3.2-1 entnommen werden. Aus Tab 3.2-1 ist ersichtlich, dass in R91ALTER und R91STAR andere Windgeschwindigkeitswerte als in PLUME voreingestellt sind. Neben den Stabilitätsklassen A, B, C, D, E, F, G sind im Gegensatz zu PLUME zusätzlich dazwischenliegende Klassen A/B, B/C, C/D, D/E, E/F, F/G vorgesehen.

Stabilitätsklassen	A	A/B	B	B/C	C	C/D	D	D/E	E	E/F	F	F/G	G
u (R91ALTER/STAR) ¹	0,63	1,25	2,0	3,38	4,13	4,13	4,13	3,75	3,4	2,7	2,0	1,2	1,0
u (PLUME) ²	1	-	2	-	5	-	5	-	3	-	2	-	-

Tab. 3.2-1: Voreinstellungen der Windgeschwindigkeiten u in m/s. ¹ veränderbar ² fest

Die Ergebnisse der Vergleichsrechnung in Abb. 3.2-1 und Abb. 3.2-2, in der eine Gleichverteilung der Kategorie D in allen Sektoren vorgegeben wurde, zeigen, dass die Programme PLUME bei Auswahl der Klassifizierung nach „Hosker“ und R91ALTER die gleichen Ergebnisse erzielen, wenn in R91ALTER die in PLUME vorgegebenen Windgeschwindigkeiten eingegeben werden. Für die Berechnung wurde repräsentativ für Schwebstoffe das Radionuklid ¹³⁷Cs gewählt. Die Eingangsdaten können Tab. 3.2-2 entnommen werden.

Wahrscheinlichkeit „dry stopping“	$P_d = 0,0000046 \text{ 1/s}$
Wahrscheinlichkeit „wet stopping“	$P_w = 0,00046 \text{ 1/s}$
D(rain)	0,00833
Regenanteil	9,1 %
Quellhöhe	50 m
Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe	5 m/s
Falloutgeschwindigkeit/Washoutkoeffizient	$10^{-3} \text{ m/s} / 10^{-4} \text{ s}^{-1}$

Tab. 3.2-2: Eingabewerte für die Vergleichsrechnungen zu Abb. 3.2-1 und 3.2-2.

In den Abbildungen sind jeweils die normierten Rechenergebnisse (Ausbreitungsfaktor und Bodenbelegungsfaktor) gegen die Entfernung aufgetragen. Die Berechnungen zeigen sehr gute Übereinstimmung.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass PC-CREAM und R91ALTER die gleiche Modellgrundlage besitzen. Aufgrund der begrenzten Eingabemöglichkeiten erlaubt PC-CREAM keine Berechnungen der Luft- und Bodenaktivitäten nach den Vorgaben der englischen Ge-

nehmensbehörde. Für die Verwendung von PC-CREAM muss eine eigene zusätzliche meteorologische Statistik erstellt werden, um die γ -Submersionsdosis zu ermitteln.

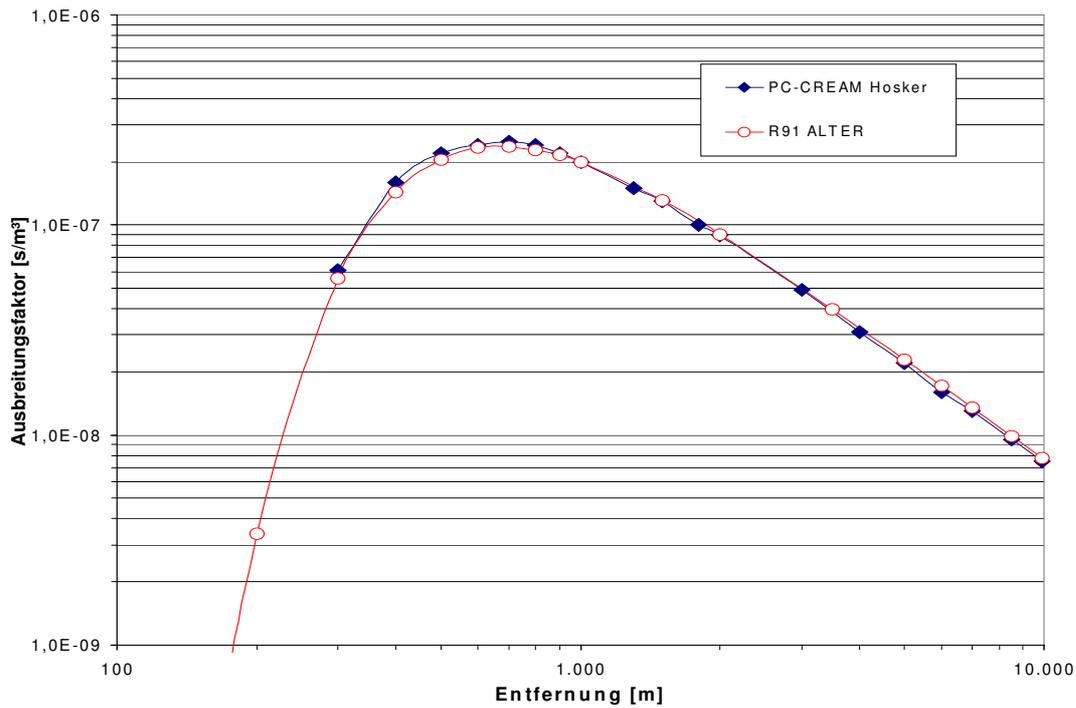


Abb. 3.2-1: Normierte bodennahe Aktivitätskonzentration in Luft; errechnet mit PLUME (PC-CREAM) und R91ALTER bei vergleichbaren Eingabewerten (s. Tab. 3.2-2)

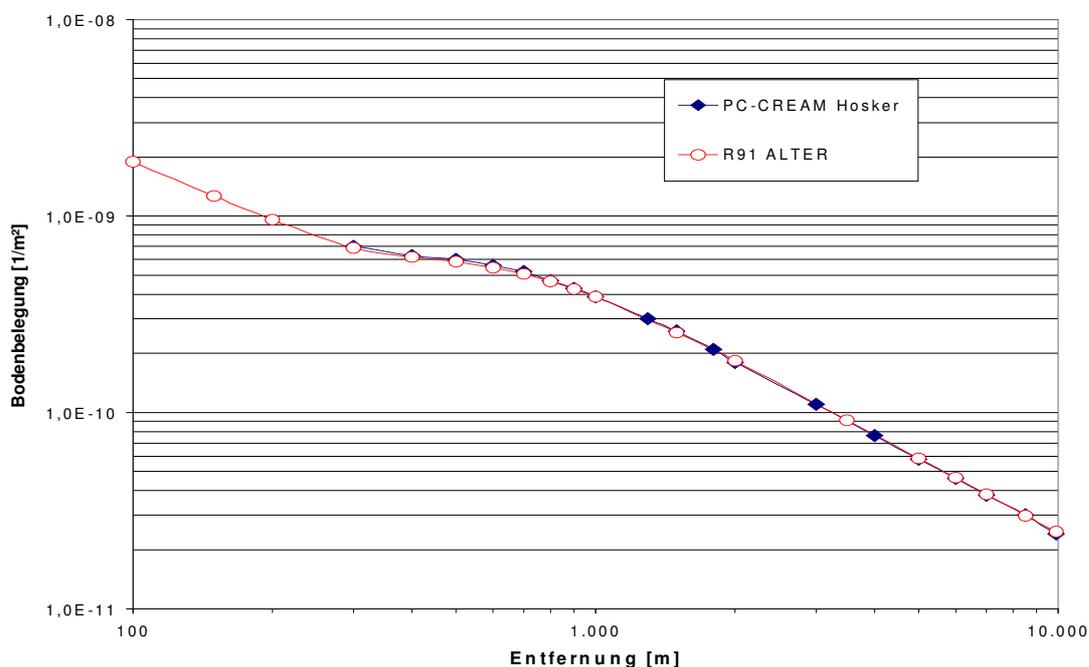


Abb. 3.2-2: Normierte Bodenbelegung; errechnet mit PLUME (PC-CREAM) und R91ALTER bei vergleichbaren Eingabewerten (s. Tab. 3.2-2)

3.2.2 Vergleich der Berechnungsparameter in R91 und AVV

- Orographie und effektive Quellhöhe

Wie aus den vorangegangenen Kapiteln zu entnehmen ist, basieren das deutsche Ausbreitungsmodell der AVV /L1, L2/ sowie das englische (und von der EU vorgeschlagene) R91-Modell /L3 - L9/ auf dem Gauß'schen Fahnmodell. Der wesentliche Unterschied liegt in der Parametrisierung der Modelle und der damit zusammenhängenden Eingabegrößen. Auch die Randbedingungen zur Ausbreitungsrechnung für deutsche Kernkraftwerke (KKW) unterscheiden sich meist von denen für englischen KKW in den wesentlichen Punkten

- Orographie
- Emissionshöhen und
- Meteorologie

Fortluftkamine der KKW in England sind vergleichsweise niedrig gegenüber Fortluftkaminen deutscher KKW. Gleichzeitig variieren die Kaminhöhen in Deutschland über einen sehr großen Bereich (s. Kap. 6). Ein Vergleich effektiver Quellhöhen findet sich Tab. 3 des EU-Reports Radiation Protection 128 /L26/. Er gibt auf der Grundlage des europäischen Modells gerechnete (s.u.) effektive Emissionshöhen wieder. Sie liegen meist bei 100 m für deutsche



KKW und damit deutlich über den effektiven Quellhöhen von 30 m, die für englische KKW angegeben werden. In England ist meist die relativ hohe Bebauung bei geringer Kaminhöhe maßgebend für komplexe Ausbreitungssituationen, in Deutschland können Kühltürme und komplexe orographische Gegebenheiten am Standort die Ausbreitung beeinflussen.

Das einfache Gauß'sche Ausbreitungsmodell findet Anwendung für „ungestörte“ Ausbreitung, d.h. ausreichend ebenes Gelände ohne größere Hindernisse. Um veränderte Ausbreitungssituationen infolge örtlicher Besonderheiten berücksichtigen zu können, sind gemäß AVV /L1/ in Deutschland explizit auch standortspezifische Untersuchungen mittels Windkanaluntersuchungen gefordert, die im Rahmen des englischen Verfahrens nicht vorgesehen sind. Bei Vorliegen komplexer Orographie wird in England das Programm ADMS (Atmospheric Dispersion Modelling System) herangezogen, das Rechnungen mit Gebäudestrukturen und topographischen Besonderheiten zulässt. Die Vorgehensweise in beiden Ländern ist bei komplexer Orographie einzelfallabhängig und wird deshalb hier nicht weiter verfolgt.

Für die Berücksichtigung des Einflusses höherer Gebäude auf die Ausbreitung werden in beiden Ländern einfache Rechenverfahren angegeben, die im Wesentlichen eine Reduzierung der effektiven Emissionshöhe beinhalten. Die Varianten unterscheiden sich. Dies bedeutet, dass für die Berechnung der ungestörten Ausbreitung von Radionukliden, die ohne thermischen oder impulsbehafteten Auftrieb emittiert werden, zwar von der gleichen Quellhöhe in beiden Modellen auszugehen ist, jedoch bei der Berücksichtigung eines Gebäudeeinflusses die Ausbreitungsrechnung mit verschiedenen effektiven Emissionshöhen durchzuführen ist. Standardmäßig bietet R91ALTER für die Berücksichtigung des Gebäudeeinflusses die Berechnung nach Barker /L7/ an /L27/, bei der Gebäudeabmessungen eingehen. Gemäß Radiological Assessment Handbook (Assessment-Handbuch) der Food Standards Agency /L27/ soll aber bei bekannten Gebäudeabmessungen das Ausbreitungsprogramm ADMS mit der Option „Buildings“ benutzt werden. Bei Verwendung von R91ALTER soll im Fall „Emission über Gebäude“ 2/3 der Kaminhöhe als effektive Emissionshöhe angesetzt werden, wenn die Kaminhöhe das Vierfache der Gebäudehöhe unterschreitet. Dieses Kriterium ist in den meisten (deutschen) Fällen erfüllt.

Zur Veranschaulichung der unterschiedlichen Behandlung von Gebäudeeinflüssen soll beispielhaft eine Quelle nicht auftriebsbehafteter Abluft in Kaminhöhe $H_K = 100$ m neben oder oberhalb eines 55 m hohen Gebäudes (G) betrachtet werden, das im ersten Fall 60 m breit und im zweiten Fall 40 m breit (B_G) ist.



	England /L27/	Deutschland Fall 1 /L1/	Deutschland Fall 2 /L1/
Datengrundlage			
- Kaminhöhe	$H_K = 100 \text{ m}$	$H_K = 100 \text{ m}$	$H_K = 100 \text{ m}$
- Gebäudehöhe	$H_G = 55 \text{ m}$	$H_G = 55 \text{ m}$	$H_G = 55 \text{ m}$
- Gebäudebreite	B_G geht nicht ein	$B_G = 60 \text{ m}$	$B_G = 40 \text{ m}$
Bedingung für Näherung	$H_K < 4 H_G$	$H_G < B_G$ $H_G < H_K < 2 H_G$	$B_G < H_G$ $H_G < H_K < H_G + B_G$
Erfüllt	ja	ja	nein
Näherung	$H' = 2/3 H_K$	$H' = 3/2 H_K - H_G$	$H' = H_K$
Ergebnis	$H' = 66,7 \text{ m}$	$H' = 95 \text{ m}$	$H' = 100 \text{ m}$

Tab 3.2-3: Beispiele zur Reduktion der effektiven Quellhöhen bei Gebäudeeinfluss

Tab. 3.2-3 zeigt, dass die in die betrachteten Modelle einzusetzenden effektiven Höhen bei Berücksichtigung von Gebäudeeinflüssen sehr unterschiedlich sein können.

- Ausbreitungsparameter

Der grundlegende Unterschied zwischen der deutschen und englischen bzw. europäischen Version der Ausbreitungsmodellierung liegt, wie aus Kap. 3.1 hervorgeht - in der Parametrisierung der Ausbreitungsparameter σ_y und σ_z . Im deutschen Modell sind beide Ausbreitungsparameter Funktionen der effektiven Quellhöhe h und der Diffusionsklassen nach Pasquill /L11/ A bis F (s. Gl. 3.1-21 und Gl. 3.1-22). Windfluktuationen im Fall der Kurzzeitausbreitung werden dadurch berücksichtigt, dass die berechneten Konzentrationen nach Überschreiten bestimmter Emissionszeiten jeweils mit einem festgelegten Faktor reduziert werden.

In der englischen Version wird der vertikale Ausbreitungsparameter σ_z über die Rauigkeit z_0 der Bodenoberflächen (s. Gl. 3.1-23) parametrisiert. Der Stabilitätsparameter P ist nach Smith /L3, L15/ definiert, wobei P von 0,5 bis 6,5 bzw. entsprechend der Pasquill-Konvention von A bis G geht. Der horizontale Ausbreitungsparameter σ_y wird als Funktion der Emissionszeit t_e ausgedrückt.



AVV-Modell:	$\sigma_y = \sigma_y(S, h)$	$\sigma_z = \sigma_z(S, h)$	$S = A, B, \dots F$
R91-Modell:	$\sigma_y = \sigma_y(P, t_e)$	$\sigma_z = \sigma_z(P, z_0)$	$P = 0,5 (A) \dots 6,5 (G)$

Tab. 3.2-4: Variable der Ausbreitungsparameter σ

Grundlage zur Berechnung der Ausbreitungsparameter des deutschen Modells bilden die Ausbreitungsversuche von Karlsruhe und Jülich in Emissionshöhen zwischen 60 m und 195 m /L12 - L14/. In der mittleren und näheren Umgebung des Messstandortes (Emission) Jülich lagen die Rauigkeiten zwischen 0,1 und 0,5 /L39/. Bei den gemessenen Höhen gingen Unterschiede in der Bodenrauigkeit nicht signifikant in die Datensätze ein /L12/. Deshalb geht man für Standorte vergleichbarer Bodenrauigkeit von der Übertragbarkeit der Ausbreitungsparameter auf die gesamte Bundesrepublik aus. Die Sammelzeiten bei den Versuchen lagen bei ca. 30 min Dauer. Die Ausbreitungsparameter im englischen Modell sind aus den Untersuchungen von Pasquill und Gifford /L3, L10, L11, L18/ abgeleitet. Im Unterschied zu den deutschen Experimenten wurden die Versuche bodennah nur bei sehr geringer Bodenrauigkeit über relativ kurze Zeiträume (wenige min) durchgeführt /L3/. Smith löste die Diffusionsgleichung numerisch und berechnete den vertikalen Ausbreitungsparameter σ_z für eine Anzahl von meteorologischen Situationen. Diese Berechnungen erlaubten die Einführung des Bodenrauigkeitsparameters z_0 und die Anwendung des Gaußmodells auf Basis der Pasquill'schen Messungen für verschiedene Bodenrauigkeiten /L3, L10/. Die Gleichungen des R91-Modells lassen sich gemäß /L3/ bis zu Quellhöhen von 200 m anwenden, solange sich die Quelle unterhalb der Grenzschicht befindet. Die Abhängigkeit der Ausbreitungsparameter von der Emissionshöhe wird im Gegensatz zum deutschen Modell vernachlässigt.

- Windprofile

Bezeichnen u_{10} und u_{z_1} die Windgeschwindigkeiten in 10 m und in z_1 Höhe, so werden folgende Relationen zur Berechnung der Windgeschwindigkeit u in z Höhe verwendet.

AVV:

$$u(z, S) = u_{z_1} (z/z_1)^m \quad \text{mit } m = m(S) \quad \text{Gl. 3.2-1}$$

wobei S die Stabilitätsklasse (Diffusionskategorie) beschreibt.

R91:

$$u(z, z_0) = u_{10} (z/10)^n \quad \text{mit } n = n(z_0) \quad \text{Gl. 3.2-2}$$

wobei z_0 die Rauigkeit beschreibt.



Die Relationen unterscheiden sich im Exponent des vertikalen Windgeschwindigkeitsprofils. Während das R91-Modell die Abhängigkeit des Exponenten von der Diffusionskategorie vernachlässigt und neutrale Bedingungen am Quellort unterstellt /L3/, wird im AVV-Modell diese Abhängigkeit berücksichtigt. Für Rauigkeiten von 0,3 – 0,5, die an deutschen Standorten meist anzusetzen sind, geht n von 0,26 bis 0,30. Dies entspricht dem m -Wert von 0,28 im deutschen Modell für neutrale Bedingungen (Kategorie D).

In die Kurzzeitenausbreitungsgleichung des R91-Modells geht u_{10} ein, da σ_y für 10 m Quellhöhe abgeleitet wurde. Gl. 3.2-2 wird in diesem Fall zur Rückrechnung auf u_{10} verwendet, wenn Windgeschwindigkeiten bei höheren Quellhöhen vorliegen.

- **Durchmischungsschichthöhen und Gauß'sche Gleichungen**

Bei stabilen Wetterlagen bilden sich die Grenzschichten nahe der Erdoberfläche aus. Diese tragen zur Erhöhung der bodennahen Konzentration bei, wenn die Abluffahne unterhalb einer solchen Grenzschicht emittiert und daran reflektiert wird. Darin unterscheiden sich, wie in Kap. 3.1 gezeigt wurde, die Modellgleichungen zur Berechnung der Aktivitätskonzentrationen. Reflexionen an der Durchmischungsschichtgrenze werden im englischen Modell explizit berücksichtigt. Dies lässt sich durch Gegenüberstellen der Terme F_c des R91-Modells und des AVV-Modells erkennen. F_c^{R91} (Gl. 3.1-9b) besitzt im Gegensatz zu F_c^{AVV} (Gl. 3.1-1b) Exponentialterme mit der Durchmischungsschichthöhe A . Im Fall der gleichmäßigen vertikalen Konzentrationsverteilung in der Durchmischungsschicht vereinfacht sich die Gleichung im englischen Modell (Gl. 3.1-9c). In das AVV-Modell geht die Durchmischungsschichthöhe für die Kategorien A – D indirekt ein, indem für den vertikalen Diffusionskoeffizient Maximalwerte vorgegeben werden. Analog findet sich dieser Unterschied auch in den Formeln zur Aktivitätsabreicherung bei trockener Ablagerung (vgl. Gl. 3.1-4b mit Gl. 3.1-11b).

In der Regel sind die Höhen der Durchmischungsschicht nicht bekannt. Deshalb werden typische Werte vorgegeben. In Tab. 3.2.-5 sind die Werte im Vergleich aufgelistet. Für die Zwischenkategorien A/B, B/C etc., die in den Computerversionen R91STAR und R91ALTER implementiert sind, werden jeweils Mittelwerte verwendet.



Stabilitätsklasse	Max. vertikaler Diffusionskoeffizient $\sigma_{z,max}$ (AVV) in [m]	Durchmischungsschichthöhe A (R91) in [m]
A	1100	1300
B	1100	900
C	800	850
D	800	800
E	-	400
F	-	100
G	nicht vorhanden	100

Tab. 3.2-5: Vorgaben zur Durchmischungsschicht im Vergleich Deutschland und England

- Ablagerung durch Niederschläge

Gemäß AVV /L1/ ist zur Berechnung der nassen Ablagerung eine 4-dimensionale Ausbreitungst Statistik vorgesehen. In diesem Fall gehen u.a. die Häufigkeit der Niederschläge, geordnet nach Sektoren, sowie die Niederschlagsintensitätsstufen in die Rechnung ein. Der Washoutkoeffizient Λ^{AVV} ist proportional der Potenzfunktion der Niederschlagsrate mit der Potenz von 0,8 für Aerosole und Jod und dem Washoutkoeffizient Λ_0 für die Niederschlagsrate von 1 mm/h. Für Aerosole und elementares Jod ist $\Lambda_0 = 7 \cdot 10^{-5}$ 1/s, für organisch gebundenes Jod liegt Λ_0 einen Faktor 100 darunter.

Alternativ kann nach der AVV /L1/ die Ermittlung des Washout durch ein vereinfachtes Verfahren erfolgen, in dem der Washoutkoeffizient Λ^{AVV} zur jährlichen Niederschlagsmenge I in Beziehung gesetzt wird

$$\Lambda^{AVV} = c \cdot I$$

Gl. 3.2-3

wobei die Proportionalitätskonstante c [$a \cdot \text{mm}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$] wie oben vom Radionuklid abhängt. Bei der 3-dimensionalen Statistik werden die halbjährliche bzw. jährliche Niederschlagsintensität und die Verteilung der Regenhäufigkeit auf die Sektoren benötigt.

Wie bereits dargelegt, wird in England zur Berechnung der Ablagerung durch Niederschläge ein Wahrscheinlichkeitsmodell /L4/ zugrunde gelegt. In diesem Modell werden der Washout-



koeffizient und zwei Wahrscheinlichkeiten bezüglich der Wettersituation benötigt. Es sind die Werte P_d und P_w zu ermitteln, die angeben, mit welcher Wahrscheinlichkeit pro Einheitszeit eine begonnene Trockenperiode endet und mit welcher Wahrscheinlichkeit pro Einheitszeit eine begonnene Regenzeit endet. Die zu P_d und P_w zugehörigen Gleichung basieren auf der Annahme, dass es ausschließlich in Diffusionskategorie D (siehe /L3/) regnet. Streng genommen dürfte der Regenanteil f_w , wobei

$$f_w = P_D / (P_D + P_W) \quad \text{Gl. 3.2-4}$$

daher nur aus den aus den Beobachtungen während der Stabilitätsklasse D gewonnen werden. Nach NRPB-R122 /L4/ können aber auch alle Kategorien für die Ermittlung von f_w herangezogen werden. Für England im Allgemeinen wird angenommen, dass es 9,1 % der Zeit regnet. Der vorgeschlagene Washoutkoeffizient Λ^{R91} beträgt $1 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ /L4/. Dabei wird dem Anwender des Modells empfohlen, den Koeffizienten aus eigenen Studien zu ermitteln. Für die Beziehung zwischen Koeffizient und Niederschlagsrate wird von einem linearen Zusammenhang ausgegangen.

Der Assessment-Bericht /L27/ und die Niederschlagsstatistik des Met. Office für England im Zeitraum von 1960 – 1990 /L28/ geben Hinweise, dass an einer Reihe von englischen KKW-Standorten ähnliche Verhältnisse wie in Deutschland vorliegen und aus englischer Sicht auch für deutsche Standorte der Wert $\Lambda^{R91} = 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ eingesetzt werden kann. Tab. 3.2-6 zeigt für ausgewählte englische Standorte den prozentualen Anteil der Regenperiode und den mittleren langjährigen Jahresniederschlag, gemessen an Wetterstationen, die sich in der Region der KKW-Standorte befinden.

KKW-Standort	Anteil Regenperiode /L27/	Wetterstation	Jahresniederschlag /L28/
Hinkley Point	5,7 %	Long Ashton	869 mm
Oldbourn & Berkley	5,7 %	Long Ashton	869 mm
Sizewell	4,6 %	Lowestoft	584 mm
Winfrith	4,6 %	Everton	756 mm
Cardiff	9,1 %	Cardiff	1047 mm

Tab. 3.2-6: Anteil der Regenperiode an KKW-Standorten und Jahresniederschläge gemessen an Wetterstationen, die sich in der jeweiligen Region befinden.



3.2.3 Kurzzeitausbreitung

Für die nachfolgenden Beispielrechnungen wurde stellvertretend für Edelgase und Aerosole die Emission entweder von ^{41}Ar oder ^{137}Cs angenommen. Dabei wurde für die Berechnung der Aktivitätskonzentration in Luft unterstellt, dass kein Fallout oder Washout stattfindet. Zur Darstellung des Ausbreitungsfaktors wurden die integralen Ergebnisse der englischen Programme auf den Ausbreitungsfaktor normiert. Wegen der aufwendigen Eingabe für mehrere Aufpunkte wird folgend nur der Entfernungsbereich bis 5000 m betrachtet und das Ergebnis halblogarithmisch dargestellt. Qualitativ ergeben sich für größere Entfernungen keine zusätzlichen Informationen. Die Berechnungen dienen der Darstellung von Ergebnisbandbreiten bei Variation einzelner Modellparameter.

Die Rauigkeit des Geländes ist ein Parameter im R91-Modell, der im deutschen AVV-Modell nicht eingeht. In Abb. 3.2-3 und Abb. 3.2-4 sind für eine niedrige (20 m) und eine hohe (180 m) Quelle die Ausbreitungsfaktoren der Kategorie D bei verschiedenen Rauigkeitslängen gegen die Entfernung aufgetragen. Als Windgeschwindigkeit wurde in beiden Fällen die R91STAR-Programmvoreinstellung von 4,13 m/s gewählt. Die Windgeschwindigkeit nimmt mit zunehmender Höhe zu, der laterale Ausbreitungsparameter σ_y ab. Da das Produkt $\sigma_y \cdot u_{10}$ im Nenner der Gleichung 3.1-9 auftritt, σ_y für 10 m Höhe abgeleitet ist und das Produkt in grober Näherung höhenunabhängig ist /L3/, wird, wie bereits dargelegt, im R91-Modell bei der Kurzzeitausbreitung die Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe verwendet /L3/.

Aus den Abbildungen Abb. 3.2-3 und Abb. 3.2-4 ist ersichtlich, dass sich für große Quellhöhen mit zunehmender Rauigkeit auch höhere bodennahe Luftkonzentrationen ergeben. Für niedrige Quellhöhen gilt in größerer Entfernung der umgekehrte Fall. Zunehmende Quellnähe führt in beiden Fällen zu größeren Unterschieden in den Rechenergebnissen. Im Falle der in Deutschland durchgeführten Messungen zur Bestimmung der Ausbreitungsparameter lagen die Rauigkeitslängen typischerweise zwischen 0,1 und 0,5 /L39/. Bei Betrachtung von Standorten in Deutschland sind - abgesehen von orographischen Besonderheiten - in der Regel Rauigkeitslängen z von 0,2 m - 0,5 m anzunehmen (s. Tab. 3.2-8). In Bezug auf die höchste Konzentration spielen Rauigkeitsunterschiede (Bereich 0,2 m - 0,5 m) eher eine untergeordnete Rolle.

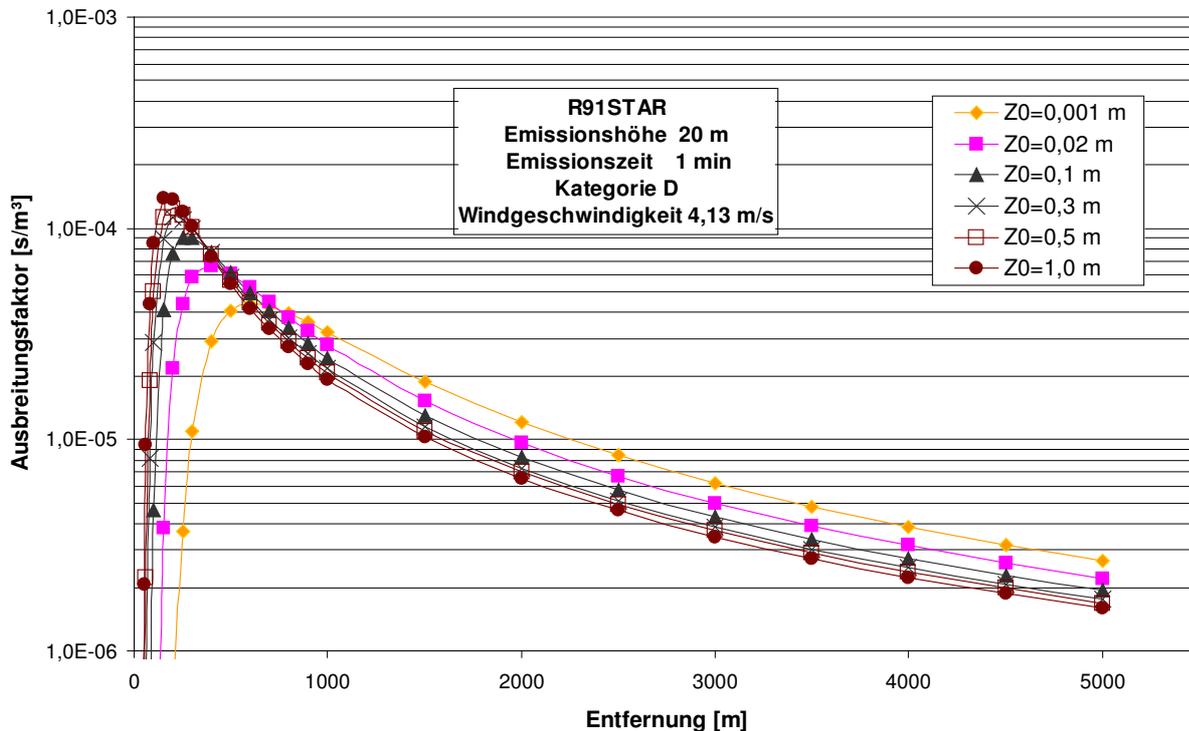


Abb. 3.2-3: Mit R91STAR berechnete Kurzzeitausbreitungsfaktoren für unterschiedliche Rauiglängens z_0 bei einer niedrigen Freisetzungshöhe

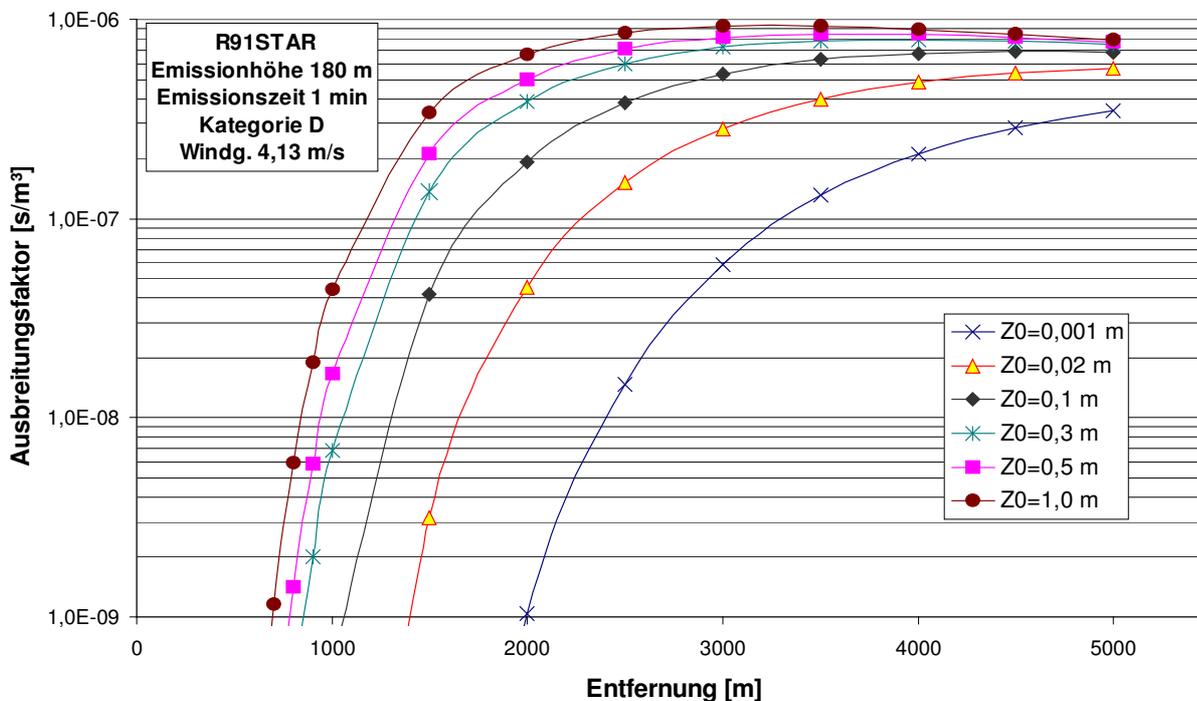


Abb. 3.2-4: Mit R91STAR berechnete Ausbreitungsfaktoren für unterschiedliche Rauiglängens z_0 bei einer hohen Freisetzungshöhe



Wie bereits im Abschnitt 3.1 dargelegt und aus den Relationen Gl. 3.1-24a und Gl. 3.1-24b ersichtlich ist, wird der horizontale Ausbreitungsparameter σ_y im R91-Kurzzeitmodell als Funktion der Emissionszeit ausgedrückt. Bei den dargestellten Ausbreitungsfaktoren zur Berechnung der bodennahen Aktivitätskonzentration in Luft handelt es sich um die jeweils höchsten Werte, die für den Fall einer Emissionszeit von einer Minute errechnet wurden.

Die Abb. 3.2-5 und Abb. 3.2-6 zeigen Beispiele wie der Kurzzeitausbreitungsfaktor des R91-Modells mit Zunahme der Emissionszeit abnimmt. Im deutschen Modell errechnet sich der Kurzzeitausbreitungsfaktor aus Gleichung 3.1-1. Erstrecken sich die Einzelemissionen über einen längeren Zeitraum Δt , so ist der Kurzzeitausbreitungsfaktor nach AVV /L1/ mit folgenden Faktoren zu multiplizieren:

Faktor 5/10 für $\Delta t \geq 3 \text{ h}$

Faktor 4/10 für $\Delta t = 12 \text{ h}$

Faktor 3/10 für $\Delta t = 24 \text{ h}$

Aufgrund der unterschiedlichen Parametrisierung von R91-Modell und AVV-Modell ist eine Gegenüberstellung von direkt vergleichbaren Ergebnissen nicht oder nur mit Einschränkungen möglich. In den Abbildungen 3.2-7 bis 3.2-9 sind daher nur beispielhaft einige Ergebnisse der beiden Modelle verglichen. Dabei ist bei den gewählten Windgeschwindigkeiten festzustellen, dass im Nahbereich (bis etwa zum Maximum) das R91-Modell niedrigere Aktivitätskonzentrationen, hingegen im Fernbereich bei Rauigkeitslängen $z_0 \geq 0,3 \text{ m}$ im Allgemeinen (hängt von der Emissionszeit ab) höhere Werte als das AVV-Modell errechnet. Ferner erhält man mit dem R91-Modell für $z_0 \geq 0,3 \text{ m}$ eine höhere maximale Aktivitätskonzentration als mit dem AVV-Modell, die von der Quelle auch weiter entfernt liegt als das Maximum des AVV-Modells.

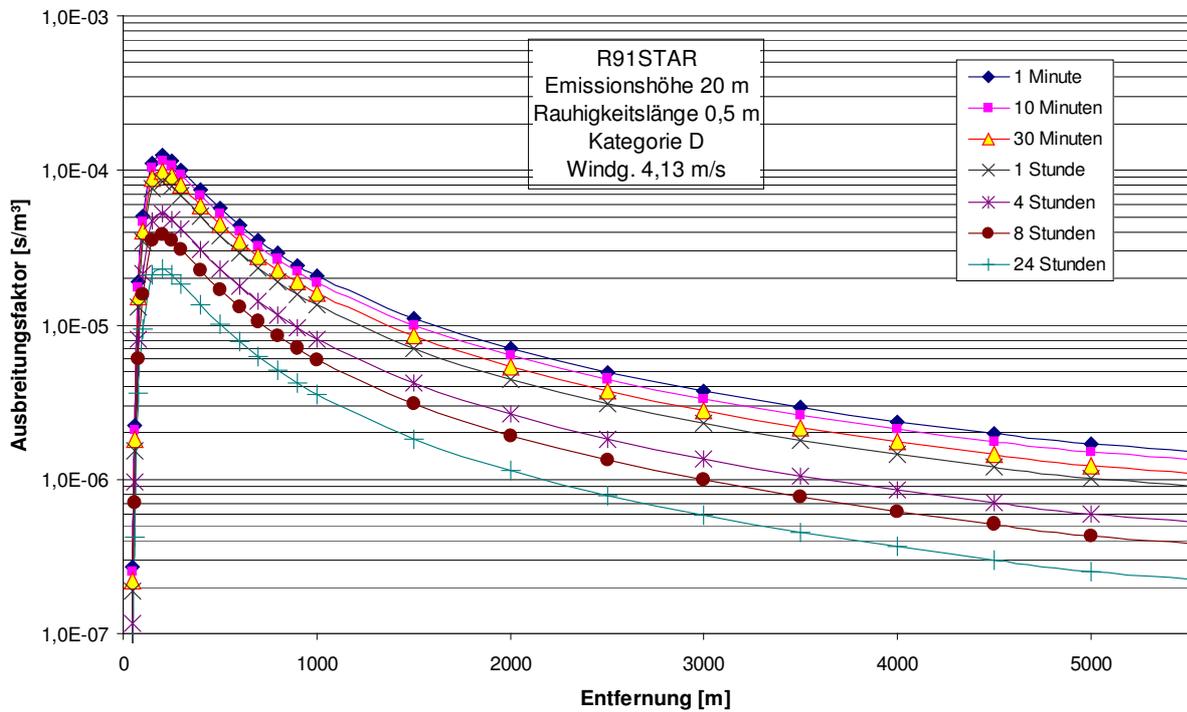


Abb. 3.2-5: Mit R91STAR berechnete Kurzeitenausbreitungsfaktoren in Abhängigkeit von der Emissionszeit für eine niedrige Emissionshöhe

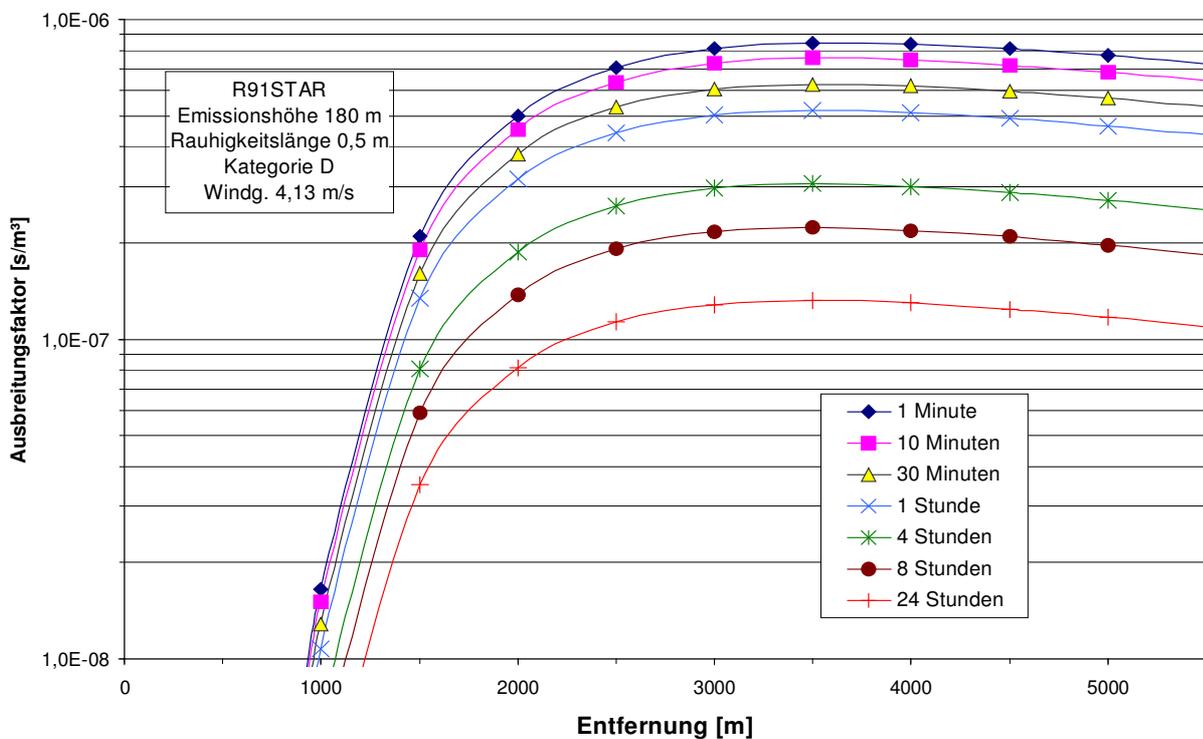


Abb. 3.2-6: Mit R91STAR berechnete Kurzeitenausbreitungsfaktoren

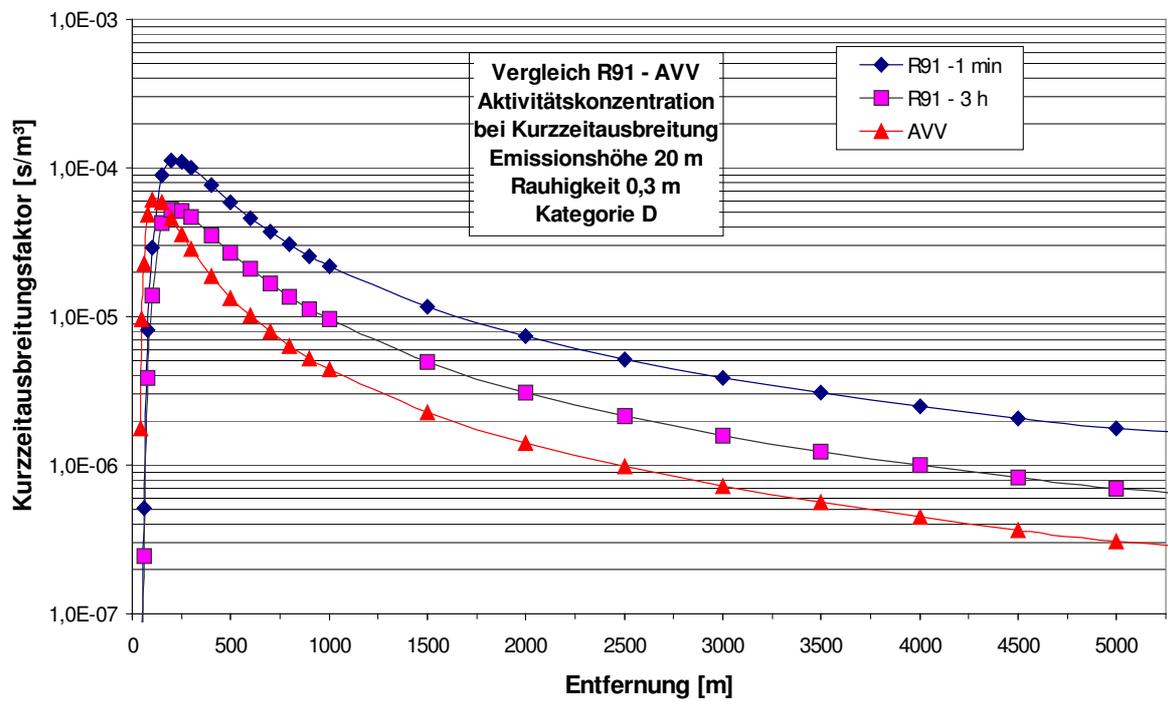


Abb. 3.2-7: Vergleich von Kurzzeitausbreitungsfaktoren England – Deutschland

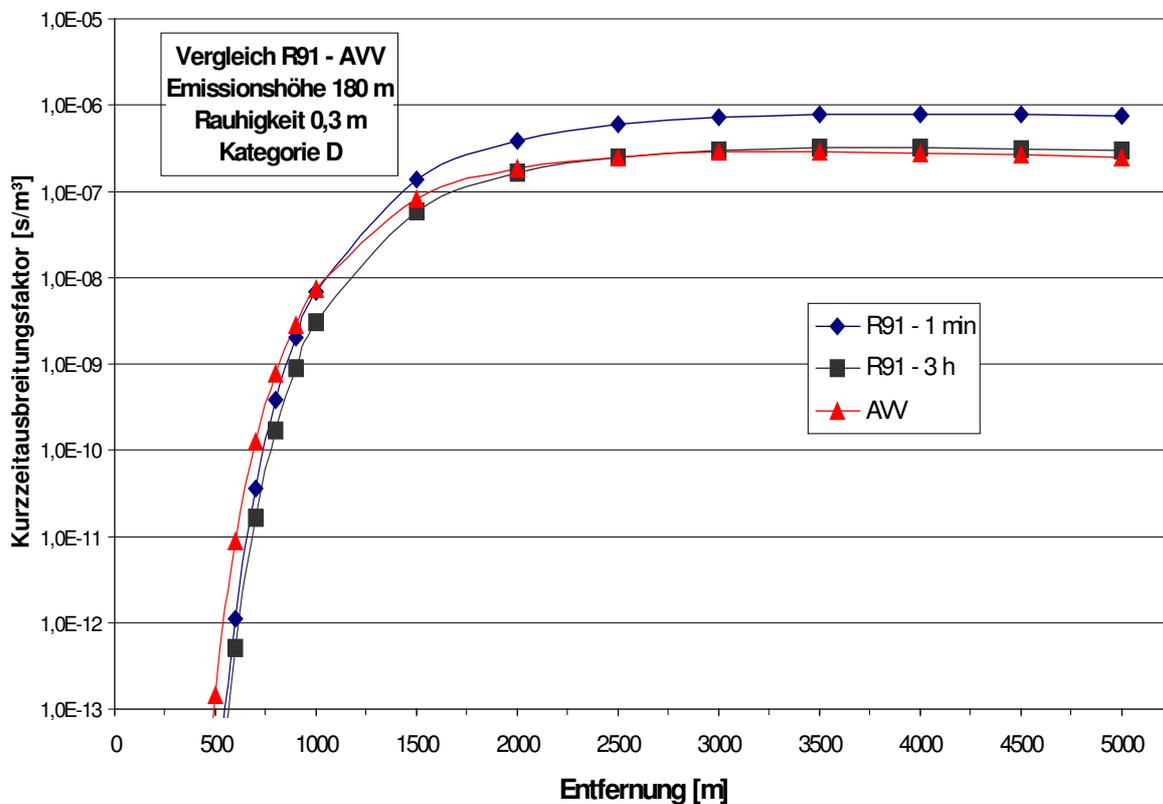


Abb. 3.2-8: Vergleich von Kurzzeitausbreitungsfaktoren England – Deutschland

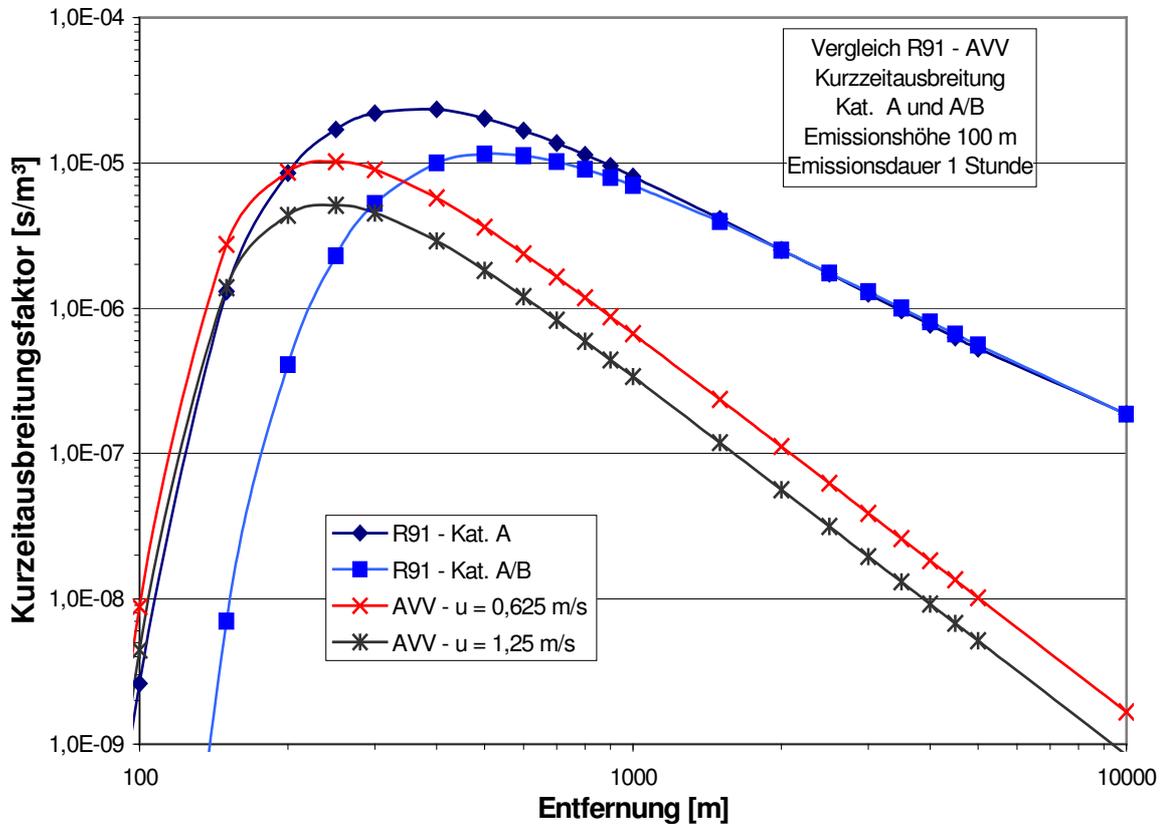


Abb. 3.2-9: Vergleich von Kurzeitbreitungs faktoren England – Deutschland

In welchem Bereich sich die Ergebnisse unterscheiden, wird aus den Abbildungen 3.2-10 und 3.2-11 deutlich. In beiden Abbildungen ist das Verhältnis der Ergebnisse aus R91 zu AVV ersichtlich. In Abb. 3.2-10 ist der Streubereich zu erkennen, der sich für die Emissionshöhe von 20 m allein durch Variation der Emissionszeit ergibt. Abb. 3.2-11 zeigt den Einfluss der Stabilitätsklasse auf das Verhältnis der Ausbreitungsfaktoren der beiden Modelle bei einer Emissionshöhe von 100 m. Die Verhältnis der Maximalkonzentrationen und deren jeweilige Quellentfernungen hierzu sind in Tabelle Tab. 3.2-7 gelistet. In den Berechnungsbeispielen wurde von den in R91STAR für die einzelnen Stabilitätsklassen voreingestellten Windgeschwindigkeiten ausgegangen (siehe Tab.3.2-1).



Stabilitätsklasse	ca. Verhältnis R91/AVV	ca. Entfernung [m] Maximum R91	ca. Entfernung [m] Maximum AVV
A	2,5	250	400
B	1,9	400	700
C	1,3	600	1000
D	1,2	900	1.000 - 1.500
E	2,0	2.000	3.500
F	2,5	≥ 10.000	≥ 10.000

Tab. 3.2-7: Verhältnis der Maximalkonzentrationen, die mit R91STAR und nach AVV unter Verwendung der in Tab. 3.2-1 aufgeführten Windgeschwindigkeiten für den Fall einer 100 m hohen Emissionsquelle für verschiedene Stabilitätsklassen errechnet wurden. Da diskrete Entfernungspunkte berechnet werden, handelt es sich bei den Angaben um Näherungswerte. $z_0 = 0,3$ m.

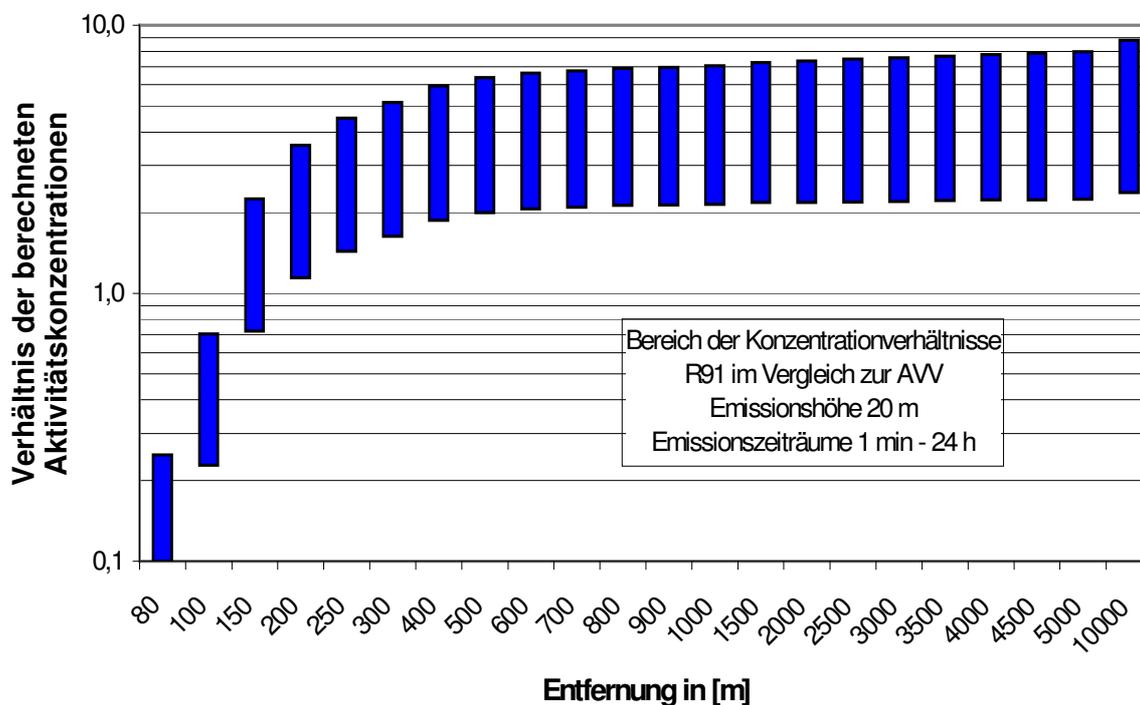


Abb. 3.2-10: Verhältnisse der Kurzzeitausbreitungsfaktoren des R91-Modells für $z_0 = 0,3$ m zum AVV-Modell mit Streubereich für unterschiedliche Emissionszeiträume

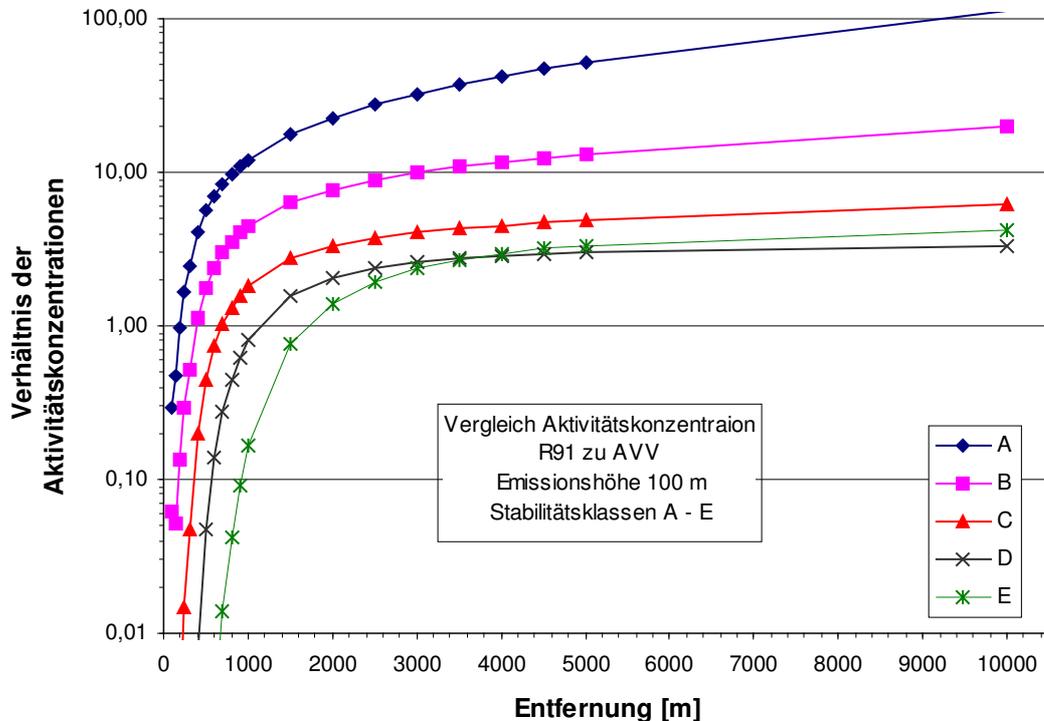


Abb. 3.2-11: Verhältnisse der (jeweils maximalen) Aktivitätskonzentrationen von R91 zu AVV-Modell mit $z_0 = 0,3$ m für die verschiedenen Diffusionskategorien

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Ergebnisse beim Vergleich der Kurzzeitableitungen radioaktiver Stoffe mit der Fortluft zwischen dem R91-Modell und dem Ausbreitungsmodell der AVV davon abhängen, welche Randbedingungen vorliegen und welche Eingabewerte für die Parameter des R91-Modell gewählt werden. Für Rauigkeitslängen z_0 größer oder gleich 0,3 m errechnet das R91-Modell für mittlere Windgeschwindigkeiten höhere Maximalkonzentrationen, die je nach Windgeschwindigkeit und Stabilitätsklasse teils mehr als einen Faktor 2 über den maximalen Aktivitätskonzentrationen des AVV-Modells liegen können.

3.2.4 Langzeitausbreitung

Das vorangegangene Kapitel zeigt u. a. die in die Ergebnisse des R91-Modells eingehenden Abhängigkeiten von verschiedenen Parametern wie Rauigkeit, Diffusionskategorie, Emissionszeit und Emissionshöhe. Für einen allgemeinen Vergleich in Bezug auf die Anwendung



des R91-Modells auf deutsche KKW-Standorte ergeben, soll zunächst eine Eingrenzung der Wertebereiche erfolgen.

Rauhigkeitsabschätzungen an deutschen Standorten nach /L40/ legen die Verwendung von $z_0 = 0,3$ für einen Vergleich nahe (siehe Tab. 3.2-8).

KKW-Standort	Rauhigkeit	KKW-Standort	Rauhigkeit
Brockdorf	0,16	Neckarwestheim	0,28
Unterweser	0,22	Isar	0,32
Grafenrheinfeld	0,26	Stade	0,41
Biblis	0,27	Gundremmingen	0,82

Tab. 3.2-8: Abgeschätzte Rauhigkeiten an verschiedenen Standorten /L40/

Für stabile Wetterlagen sieht das R91-Modell eine Durchmischungsschichthöhe von 100 m vor /L3/. Insbesondere können mit dem Programmpaket PC-CREAM (zumindest mit der uns vorliegenden Version) Berechnungen mit Quellhöhen über 100 m nicht durchgeführt werden. Angesichts der Tatsache, dass die Kaminhöhen deutscher Kernkraftwerke nur in wenigen Fällen unter 100 m liegen, beschränken sich die folgenden Betrachtungen überwiegend auf die Emissionshöhe von 100 m (s.a. Kap. 6.1).

Es wird folgend angenommen, dass es in 9,1 % der Zeit mit einem für Deutschland typischen Niederschlag von 800 mm regnet. Damit ergibt sich eine durchschnittliche Niederschlagsrate von 1 mm/h bei Zeiten mit Niederschlag. Entsprechend können für das englische Modell die Längen der Trocken- und Feuchteperioden analog /L4/ mit 60 h und 6 h und die damit zusammenhängenden Wahrscheinlichkeiten verwendet werden. Als Modellnuklid für Aerosole wurde ^{137}Cs gewählt.

- **Bodennahe Aktivitätskonzentration in Luft**

Die Abbildungen Abb. 3.2-12 – Abb. 3.2-15 zeigen unter obig dargelegten Annahmen beispielhaft die Abhängigkeit der von R91ALTER berechneten bodennahen Ausbreitungsfaktoren von der Windgeschwindigkeit u , der Emissionshöhe H , der Diffusionskategorie und der Rauhigkeit z_0 . Wie im deutschen Modell findet man die Abnahme der Konzentration mit $1/u$, die Abnahme und Verschiebung der Konzentrationsmaxima zu größeren Entfernungen mit Zunahme der Emissionshöhe und der meteorologischen Stabilität. In Bezug auf die Maxi-



malkonzentration im interessierenden Rauheitsbereich von 0,2 m – 0,5 m weisen die Ergebnisse nur geringe Unterschiede auf.

Im Vergleich mit den Ergebnissen, die mit dem AVV-Modell gewonnen werden, zeigt sich, dass bei gleichwertigen Eingabewerten das Ausbreitungsmodell der AVV eine höhere Maximalkonzentration berechnet, die näher an der Quelle liegt. Beispielhaft ist dies in Abb. 3.2-16 für die Kategorie D und der Rauigkeit 0,3 m mit 2 Windgeschwindigkeiten dargestellt. Da insbesondere die quellenahen Konzentrationen nach dem AVV-Modell höher als nach dem R91-Modell berechnet werden, ist das deutsche Modell in der Regel konservativer als das englische Modell. Jedoch ist zu berücksichtigen, dass die englische Behörde vorgibt, die effektive Emissionshöhe auf 2/3 der Quellhöhe zu setzen ist, wenn der Kamin kleiner als das 4-fache der Gebäudehöhe ist. In Deutschland ist dieses Kriterium schwächer, so dass im Regelfall nach der englischen Vorgehensweise meist mit geringerer effektiver Höhe gerechnet wird. Im vorliegenden Fall wäre bereits ab 26 m Gebäudehöhe eine effektive Höhe von $H = 67$ m in R91ALTER zu verwenden. Wie Abb. 3.2-17 zeigt, kann die englische Betrachtungsweise zu konservativeren Ergebnissen als die deutschen Vorgaben führen.

- **Fallout und Washout**

Abb. 3.2-18 und 3.2-19 zeigen die Abhängigkeit der Bodenbelegung von u bzw. H . Eine Abhängigkeit von der Diffusionskategorie gibt es in R91ALTER nicht. Der Vergleich mit der AVV führt erwartungsgemäß zu dem Ergebnis, dass R91ALTER eine höhere Bodenbelegung durch nasse Ablagerung errechnet (s. Abb. 3.2-20). Im Wesentlichen ist dies durch die unterschiedlichen Washout-Koeffizienten Λ im Verhältnis von ca. 1,4 bedingt. Zudem erhöht die meist anzusetzende geringere effektive Quellhöhe im R91-Modell die Ergebnisunterschiede (s. Abb. 3.2-21). Wegen der unterschiedlichen Behandlung des Niederschlags in den beiden Modellen können die Ergebnisse aber für reale Anwendungen anders ausfallen.

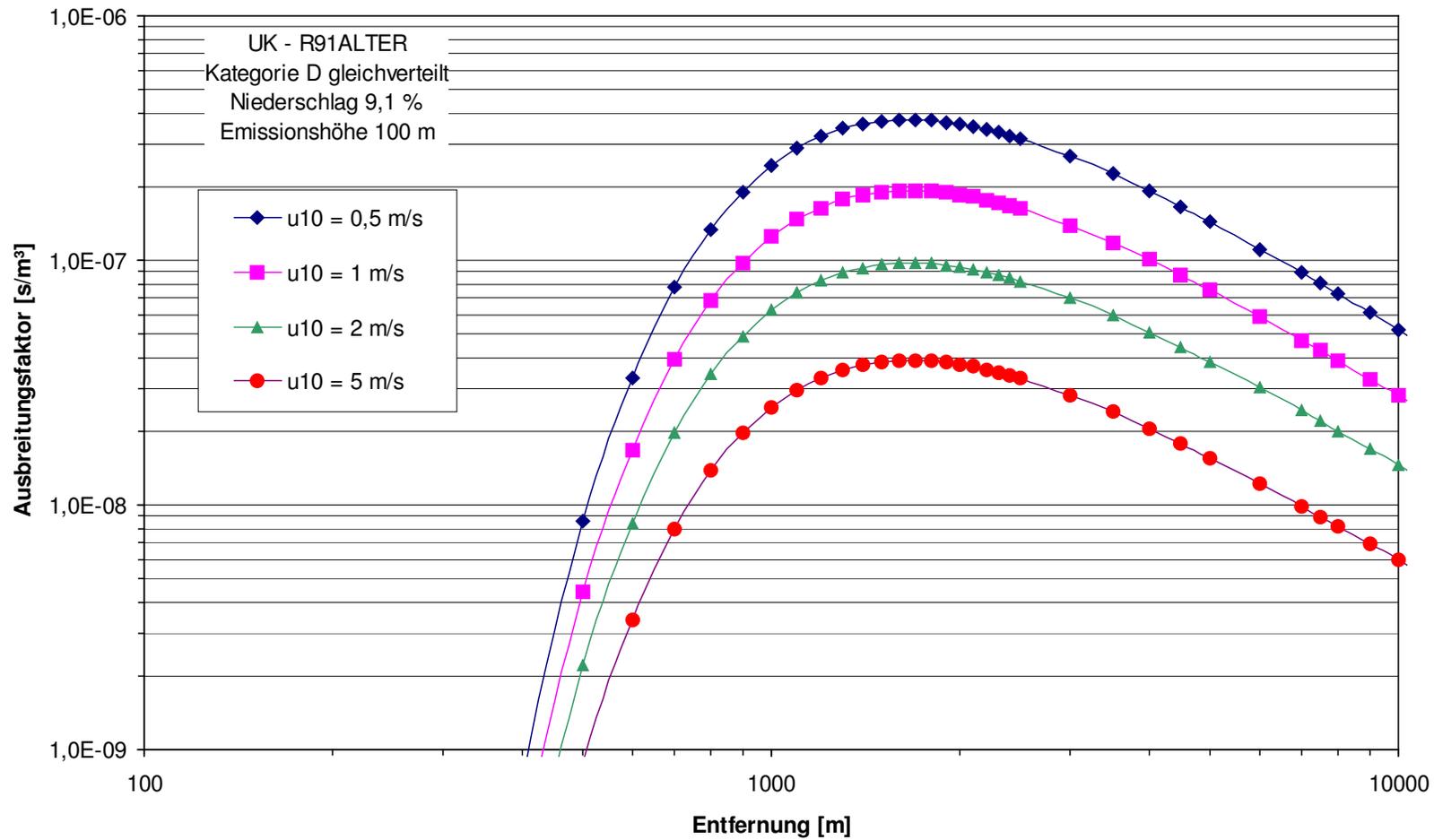


Abb. 3.2-12: Mit R91ALTER berechnete Langzeitausbreitungsfaktoren der Diffusionskategorie D für verschiedene Windgeschwindigkeiten. u_{10} bezeichnet die Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe.

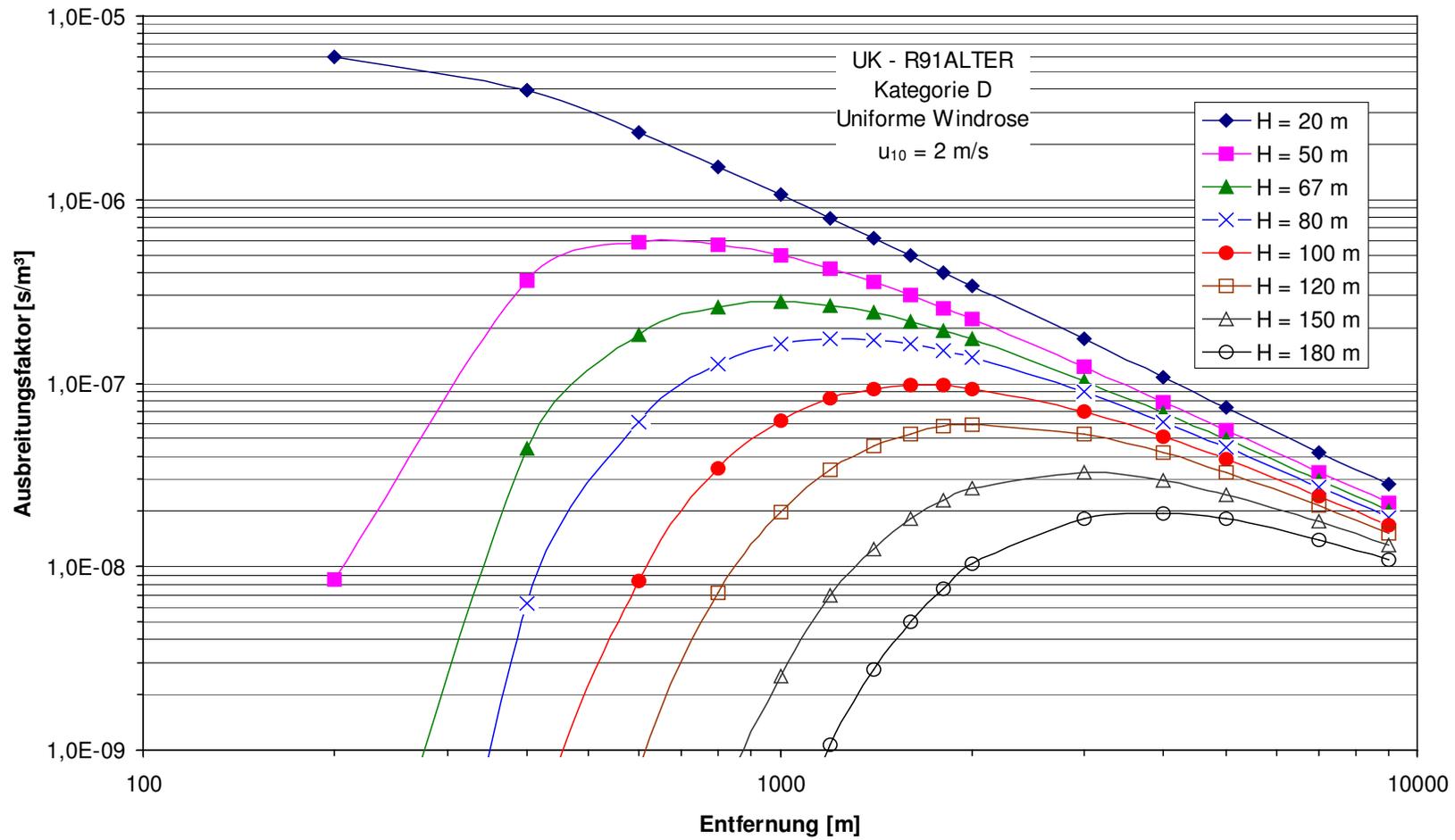


Abb. 3.2-13: Mit R91ALTER berechnete Langzeitausbreitungsfaktoren der Diffusionskategorie D bei einer Windgeschwindigkeit von $u_{10} = 2 \text{ m/s}$ für verschiedene Emissionshöhen H.

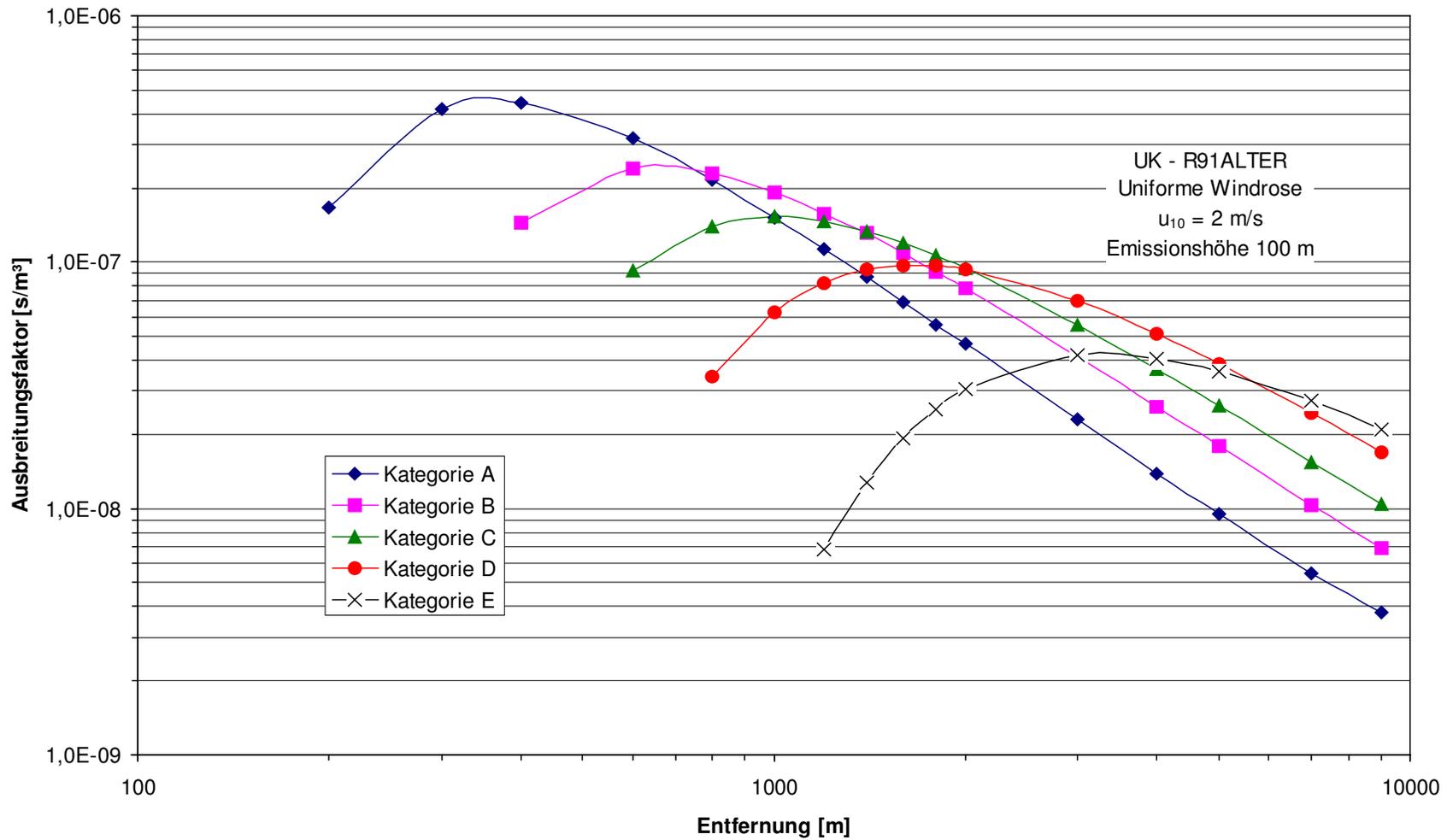


Abb. 3.2-14: Mit R91ALTER berechnete Langzeitausbreitungsfaktoren für die Diffusionskategorien A - E bei einer Windgeschwindigkeit von 2 m/s in 10 m Höhe über Grund. Emissionshöhe 100 m.

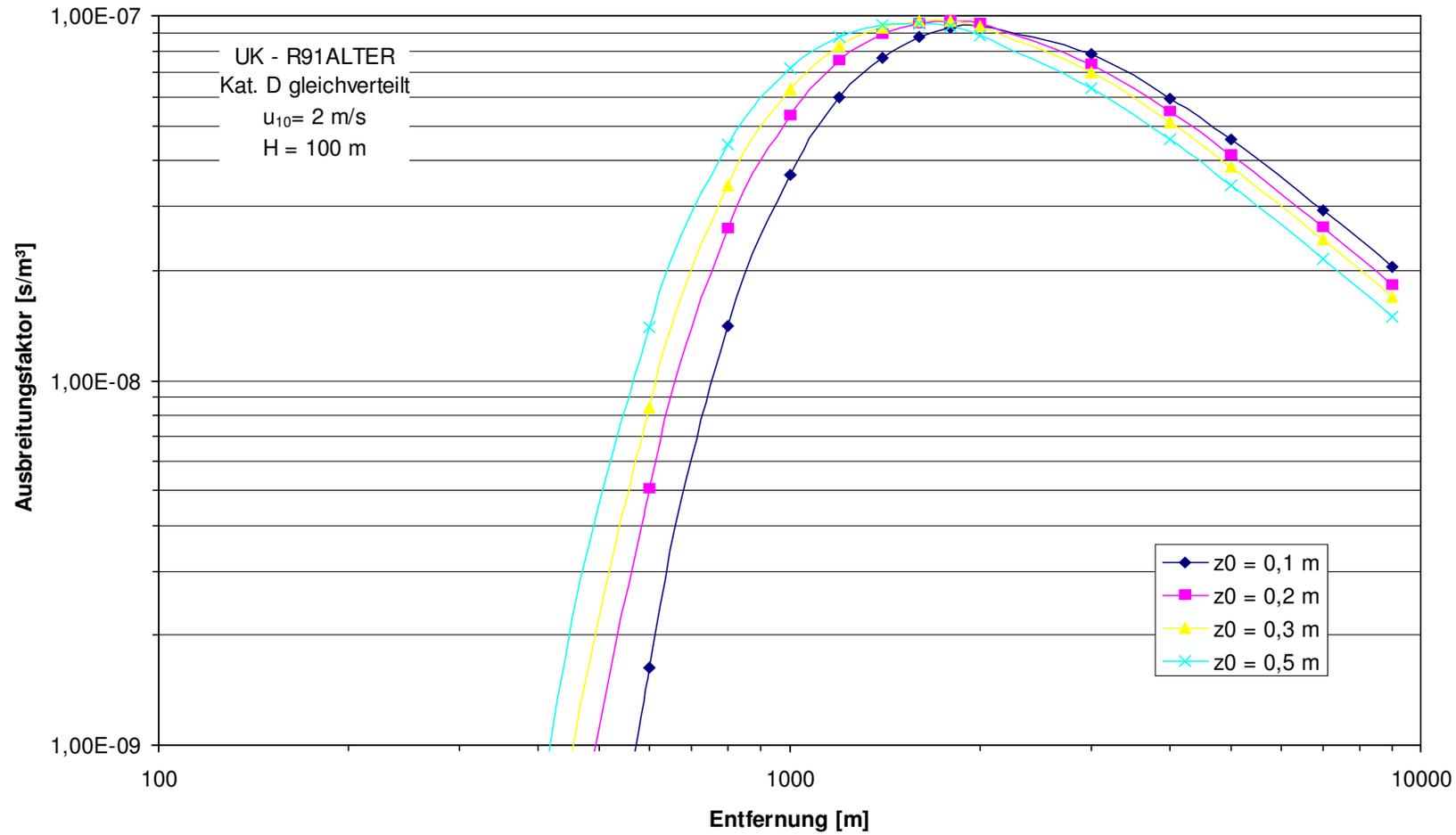


Abb. 3.2-15: Mit R91ALTER berechnete Ausbreitungsfaktoren der Kategorie D für verschiedene Rauigkeitslängen für $u_{10} = 2 \text{ m/s}$ und einer Emissionshöhe von 100 m.

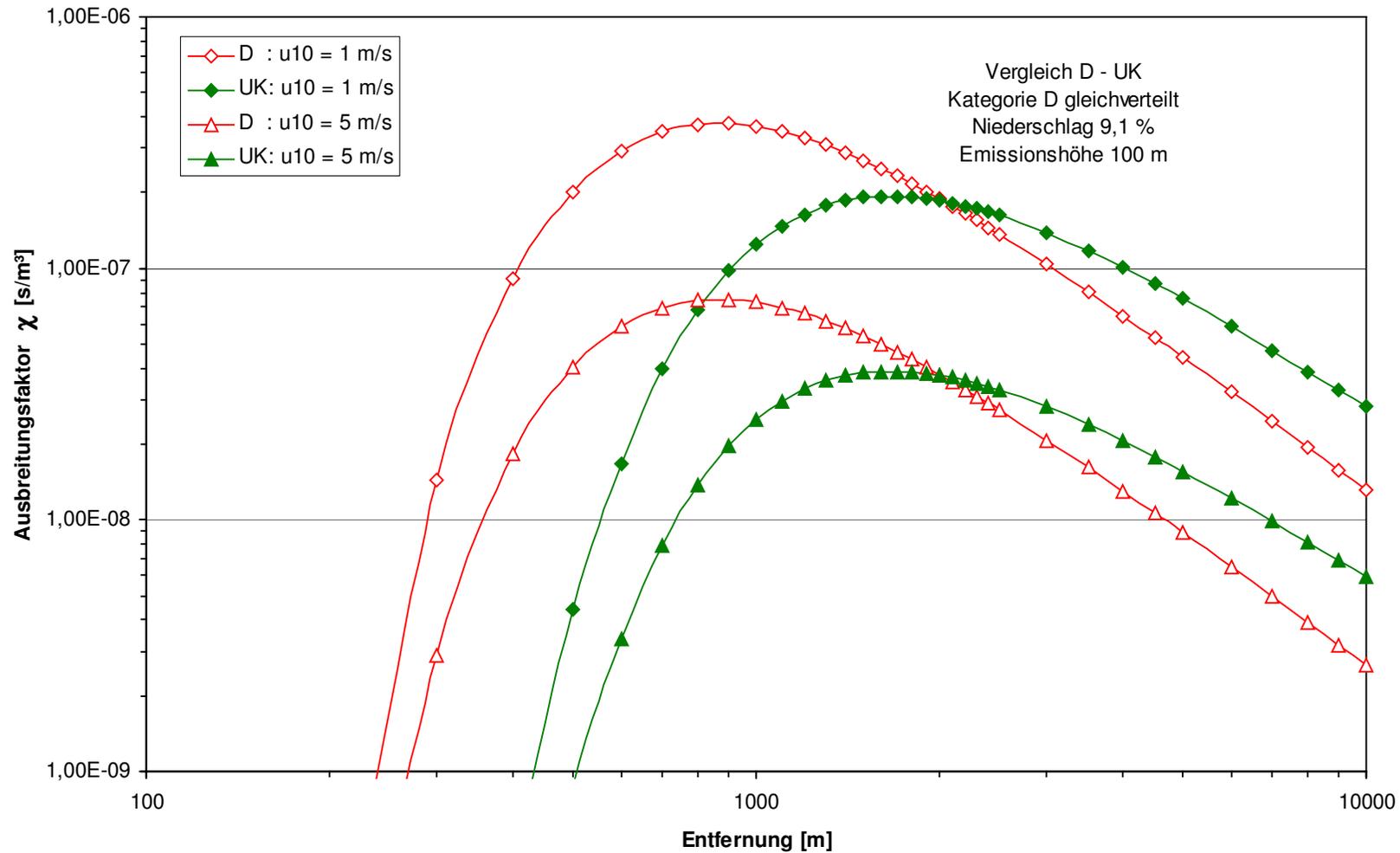


Abb. 3.2-16: Gegenüberstellung von Langzeitausbreitungsfaktoren der Diffusionskategorie D berechnet nach AVV /L1/ und R91ALTER für die Emissionshöhe von 100 m bei Windgeschwindigkeiten von 1 m/s und 5 m/s in 10 m Höhe über Grund. $z_0 = 0,3$ m.

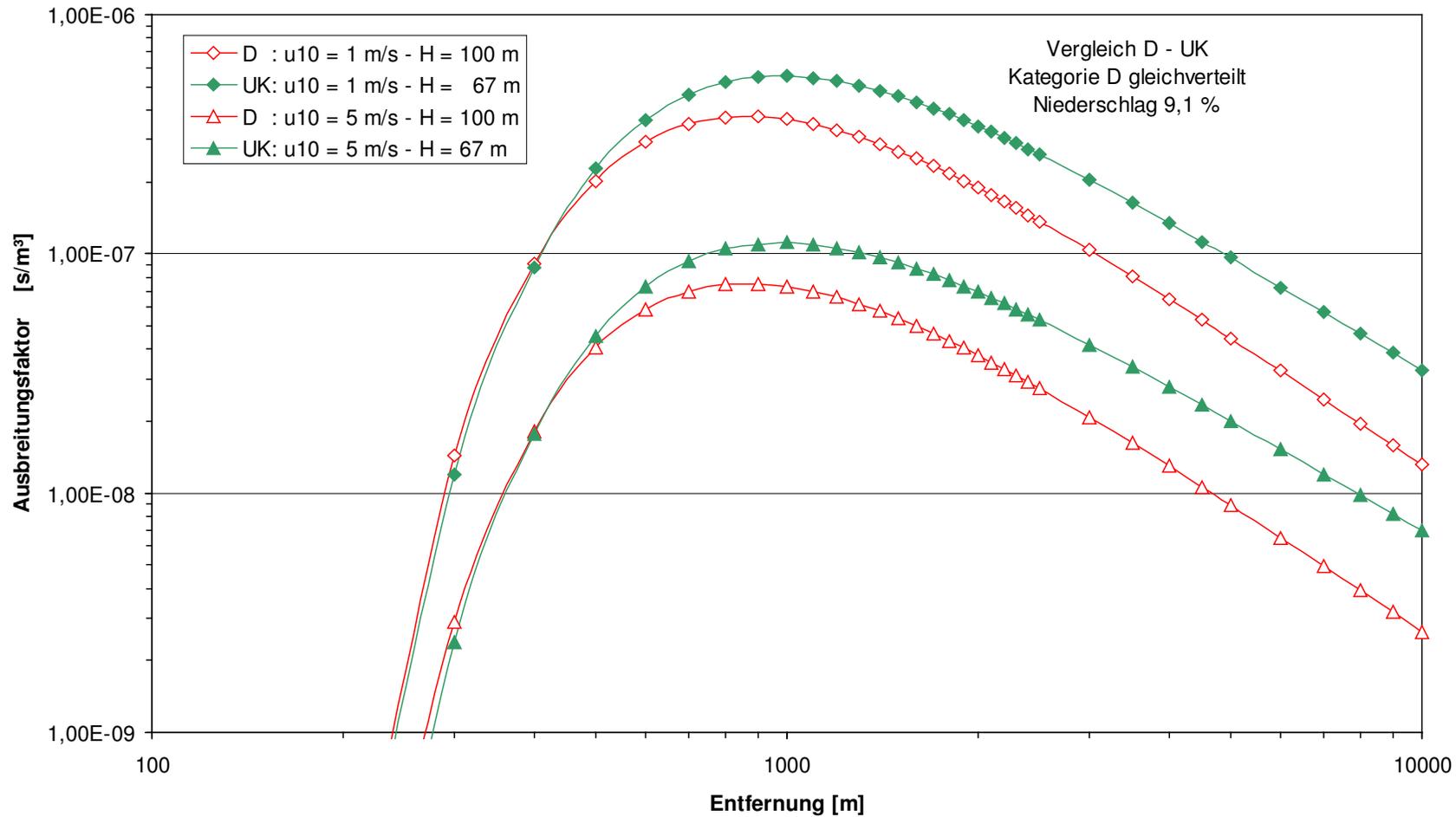


Abb. 3.2-17: Gegenüberstellung von Langzeitausbreitungsfaktoren der Diffusionskategorie D unter Berücksichtigung von Gebäudeeinflüssen im R91 Modell gemäß Tab. 3.2-3 (Emissionshöhe: AVV-Modell 100 m und R91ALTER 67 m) für die Windgeschwindigkeiten von 1 m/s und 5 m/s in 10 m Höhe.

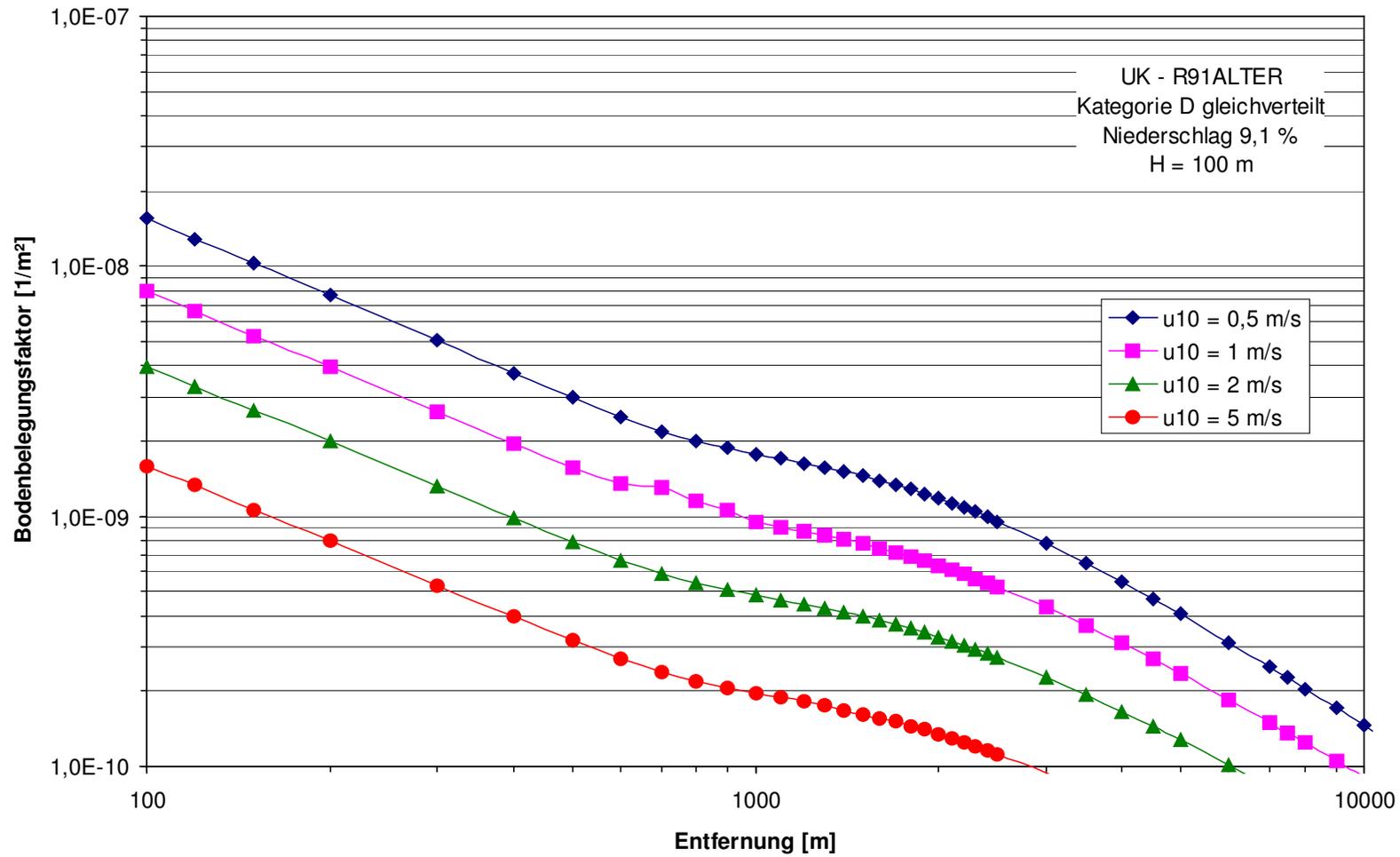


Abb. 3.2-18: Normierte Langzeitbodenbelegungs-faktoren für Aerosole mit $v_d = 1,5 \text{ mm/s}$ und $\Lambda = 10^{-4} \text{ 1/s}$ nach R91ALTER bei $z_0 = 0,3 \text{ m}$.

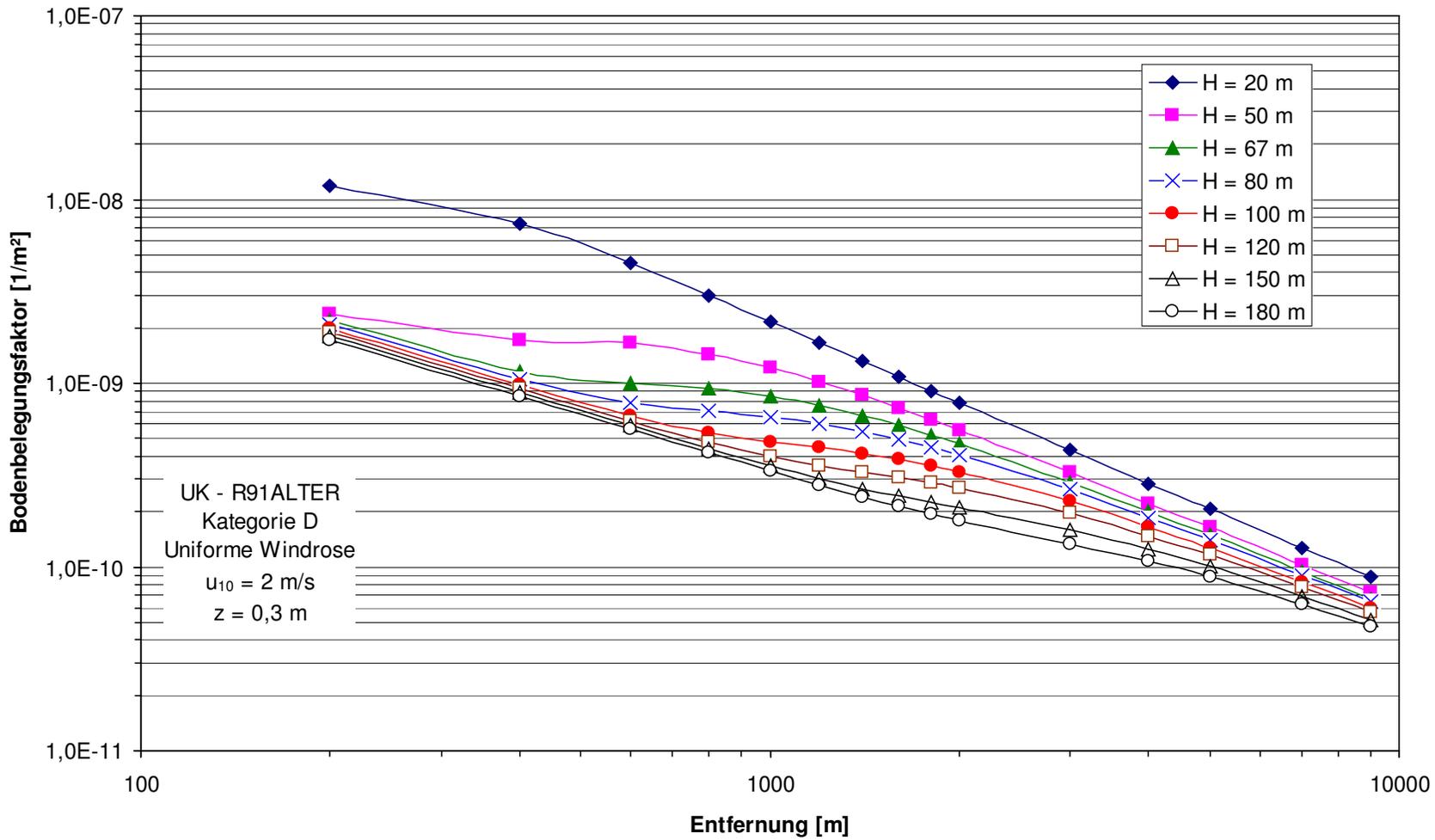


Abb. 3.2-19: Normierte Bodenbelegungs-faktoren für Aerosole mit $v_{d1} = 1,5 \text{ mm/s}$ und $\Lambda = 10^{-4} \text{ 1/s}$ nach R91ALTER für verschiedene Emissionshöhen.

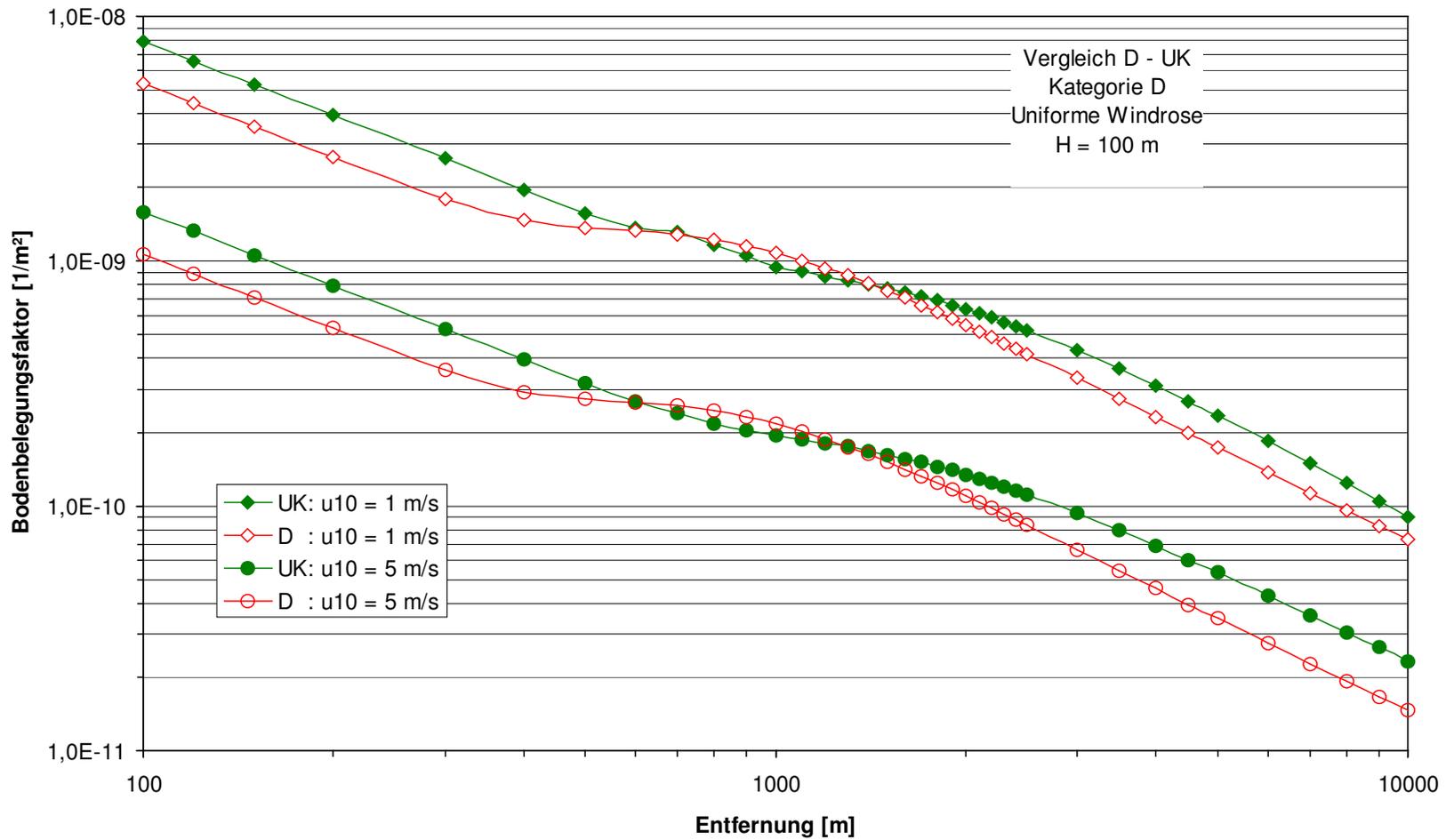


Abb. 3.2-20: Gegenüberstellung der normierten Langzeitbodenbelegung zur Diffusionskategorie D berechnet nach AVV und R91ALTER für die Emissionshöhe von 100 m bei Windgeschwindigkeiten von 1 m/s und 5 m/s in 10 m Höhe über Grund (sonstige Parameter siehe Abb. 3.2-18).

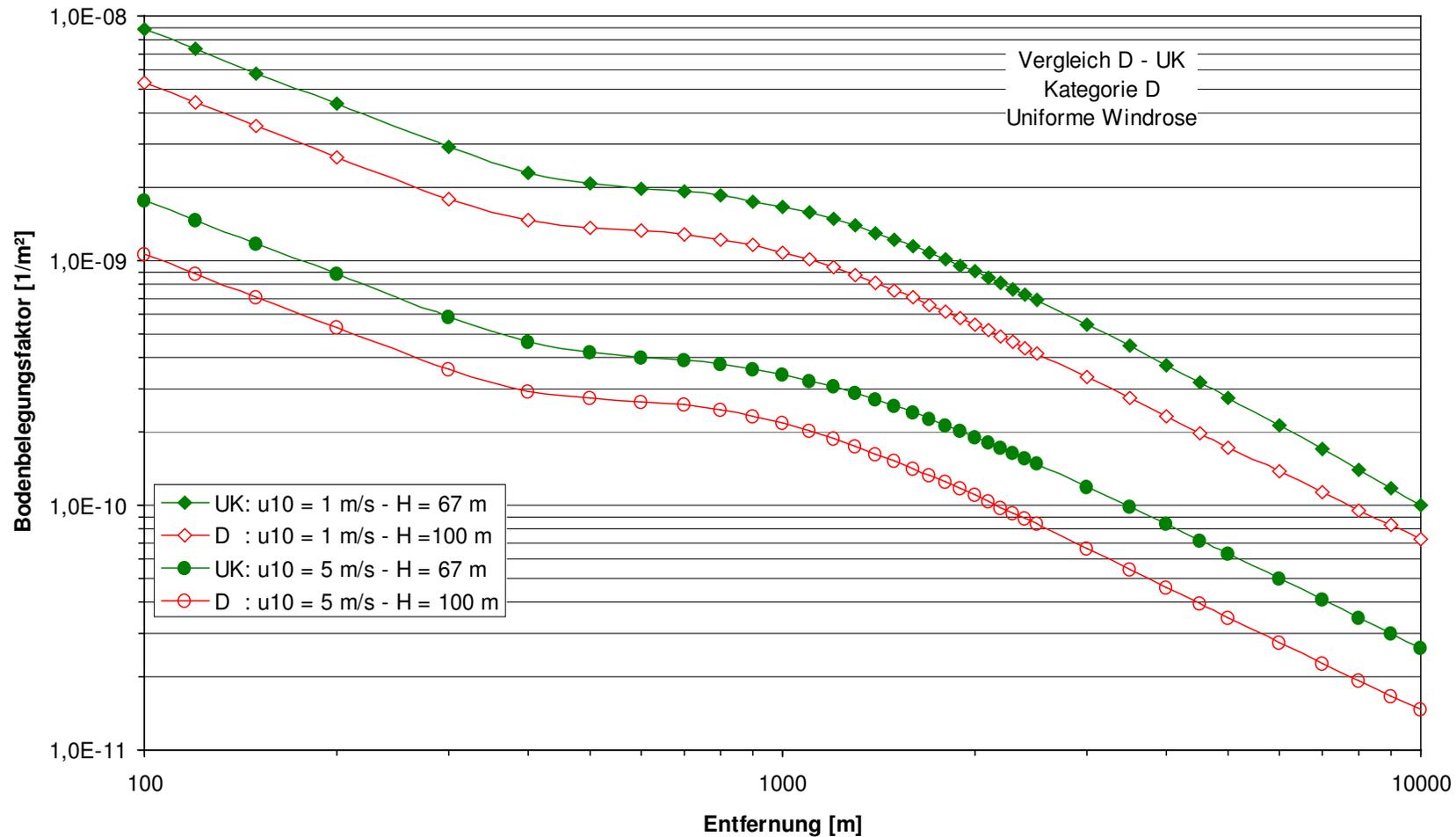


Abb. 3.2-21: Gegenüberstellung der Langzeitbodenbelegungs-faktoren bei Diffusionskategorie D unter Berücksichtigung des Gebäudeinflusses im R91 Modell gem. Tab. 3.2-3 mit den entsprechenden Emissionshöhen 100 m im AVV-Modell und 67 m im R91ALTER-Modell für $u_{10} = 1 \text{ m/s}$ und 5 m/s in 10 m Höhe (sonst. Parameter s. Abb. 3.2-18).

3.2.5 γ -Submersion

Die Berechnung der externen Strahlendosis aus der Wolke durch γ -Strahlung wird in England mit dem europäischen Programmpaket PC-CREAM (EU) durchgeführt. Da bei der γ -Submersion über alle Beiträge aus der Wolke summiert wird, ist zu erwarten, dass bei vergleichbaren Eingabewerten die Ergebnisse aus der PC-CREAM- und AVV-Rechnung vergleichbar sind. Auf die Einschränkungen hinsichtlich der Eingabe meteorologischer Größen in PC-CREAM wie beispielsweise der Windgeschwindigkeit wurde bereits in Kap. 3.2.1 eingegangen.

Abb. 3.2-22 und Abb. 3.2-23 zeigen ein Beispiel zur γ -Submersion von ^{41}Ar für Diffusionskategorie D bei der Emissionshöhe 100 m. Die prozentuale Abweichung zwischen den Ergebnissen der beiden Modelle liegt maximal bei ca. 30 %.

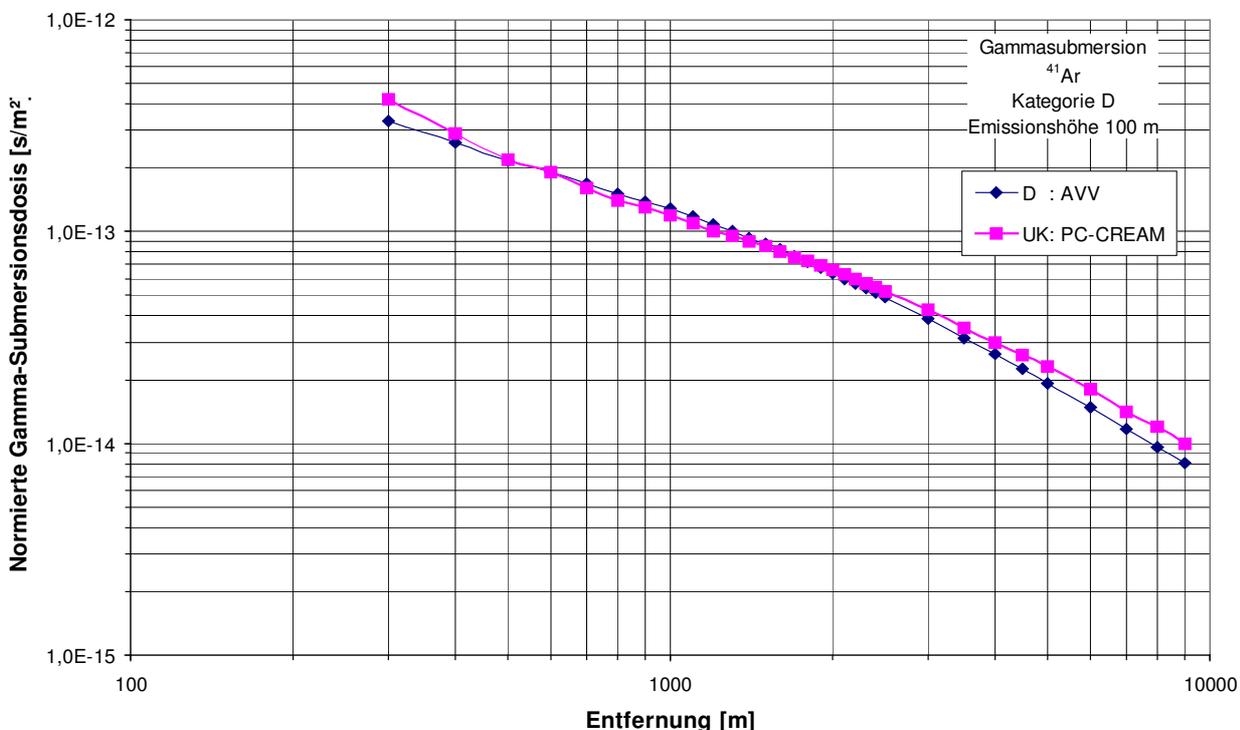


Abb. 3.2-22: Gegenüberstellung der Dosis der γ -Submersion (normiert), berechnet nach AVV /L1/ und PC-CREAM (EU) /L10, L24/ mit $z_0 = 0,3$ m am Beispiel von ^{41}Ar .

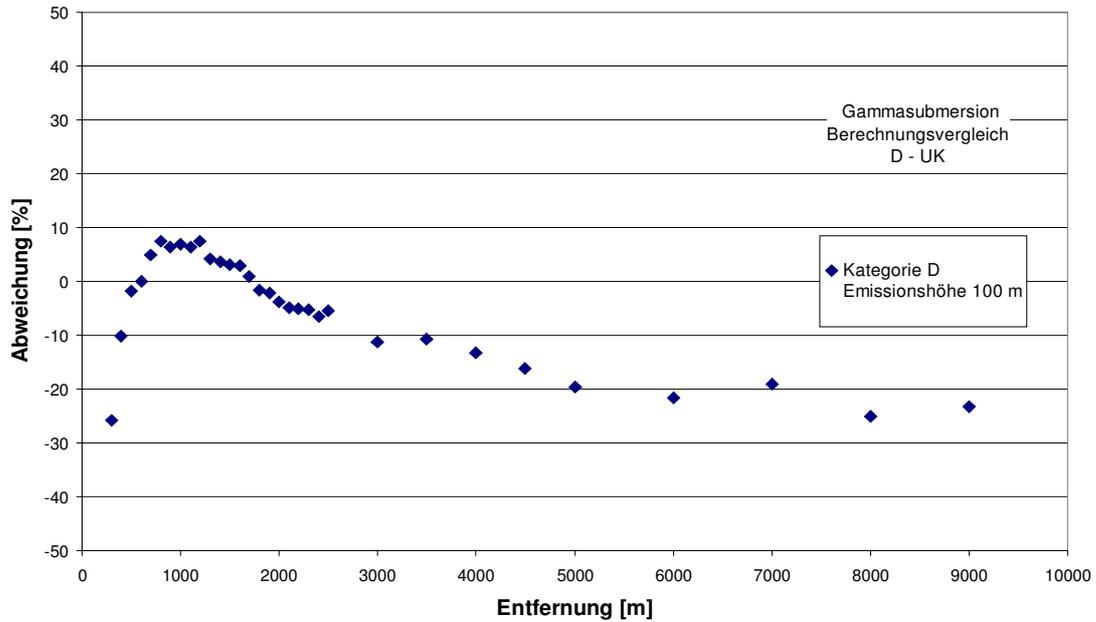


Abb. 3.2-23: Dosis durch γ -Submersion: Relative prozentuale Abweichungen der Ergebnisse aus den Berechnungen nach AVV und nach PC-CREAM aus Abb. 3.2-22 bezogen auf die Ergebnisse von PC-CREAM



3.3 Methodik der Ausbreitungsberechnung in Frankreich

3.3.1 Rechenprogramm „COTRAM“

Das französische Computerprogramm COTRAM (**CO**efficient de **TR**ansfer **At**mosphérique et **S**urfacique **M**oyens) wurde uns aus lizenzrechtlichen Gründen nicht zur Verfügung gestellt /L34/, so dass wir anhand verschiedener Veröffentlichungen /L19 - L21/ und technischen Angaben /L32/ über das französische Modell einen eigenen Code in der Sprache FORTRAN entwickelten. Mit dem fertig gestellten Code haben wir Ergebnisse einer Musterrechnung des ISRN mit den entsprechenden Eingangsdaten verglichen. Wir erhielten dazu vom ISRN als Vergleichsgrundlage zwei Beispiele /L33/, die nachfolgend dargestellt sind.

Eine erste Vergleichsrechnung zeigte sehr schnell, dass unsere Informationen über COTRAM nicht vollständig waren und wahrscheinlich in einzelnen Details noch nicht sind. Da die Ergebnisse aus unseren ersten Rechnungen deutlich von den ISRN-Ergebnissen abwichen, haben wir Kenntnisse aus den Fahrenmodellen einfließen lassen und auf das Wolkenmodell umgesetzt. Bei dem Vergleich stellte sich beispielsweise heraus, dass nur dann eine gute Übereinstimmung gefunden wird, wenn die Abreicherung der Aktivitätskonzentration in der Wolke durch Ablagerung berücksichtigt wird. Dies ist aber aus den zur Verfügung gestellten Unterlagen und Informationen nicht ersichtlich. Eine Schwierigkeit der Programmentwicklung dabei war, dass nicht alle Eingangsdaten der zugesandten Musterrechnungen eindeutig angegeben waren.

Die Lösungen der Ausbreitungsrechnungen sind Ergebnisse einer numerischen Einfachintegration über t bzw. Doppelintegration über z und t zur Ermittlung des Washout (s. Gleichungen Gl. 3.1-13 – 3.1-20). Da die numerische Doppelintegration an einigen Aufpunkten instabil wurde, wurde die Integration über z analytisch gelöst und anschließend numerisch über die Zeit integriert.

Bei der Überprüfung der numerisch berechneten der Ausbreitungsfaktoren wurde zunächst vereinfacht die Ausbreitung in eine Richtung ohne und anschließend mit Wash- und Fallout verglichen. Die Tabellen Tab. 3.3-1 und Tab. 3.3-2 zeigen für die Diffusionskategorie „normal“ (DN), dass die Berechnungen mit und ohne Fall- und Washout übereinstimmen.



Entfernung	500 m	1.000 m	2500 m	5.000 m	10.000 m
CTA [s/m ³] bei u = 2 m/s					
COTRAM	6,83E-05	1,93E-05	3,65E-06	1,04E-06	3,17E-07
Eigenes Programm	6,83E-05	1,93E-05	3,65E-06	1,04E-06	3,17E-07
CTA [s/m ³] bei u = 5 m/s					
COTRAM	1,26E-04	3,96E-05	7,72E-06	2,20E-06	6,24E-07
Eigenes Programm	1,26E-04	3,96E-05	7,72E-06	2,20E-06	6,24E-07
CTA [s/m ³] bei u = 10 m/s					
COTRAM	2,02E-04	6,32E-05	1,36E-05	3,86E-06	1,10E-06
Eigenes Programm	2,02E-04	6,32E-05	1,36E-05	3,86E-06	1,10E-06

Tab. 3.3-1: Vergleich der berechneten Ausbreitungsfaktoren (normiert) für verschiedene Windgeschwindigkeiten ohne Fall- und Washout für „DN“. Emission bodennah.

Entfernung	500 m	1.000 m	2.500 m	5.000 m	10.000 m
Bodennahe Luftkonzentration (CTA [s/m³])					
COTRAM	1,96E-09	9,76E-07	2,55E-06	1,20E-06	3,47E-07
Eigenes Programm	1,96E-09	9,76E-07	2,55E-06	1,20E-06	3,47E-07
Trockene Ablagerung (CTS_s [1/m²]) (v_g = 5,0E-03 m/s)					
COTRAM	9,78E-12	4,88E-09	1,28E-08	6,00E-09	1,73E-09
Eigenes Programm	9,78E-12	4,88E-09	1,28E-08	6,00E-09	1,73E-09
Ablagerung durch Niederschlag (CTS_p [1/m²]) (Λ = 2,0E-04 s⁻¹)					
COTRAM	6,51E-07	3,52E-07	1,23E-07	5,03E-08	1,84E-08
Eigenes Programm	6,51E-07	3,52E-07	1,23E-07	5,03E-08	1,84E-08

Tab. 3.3-2: Vergleich der berechneten Ausbreitungs-, Fall- und Washoutfaktoren (normiert) für die Windgeschwindigkeiten u = 5 m/s („DN“). Emissionshöhe 100 m.

In dem weiteren Beispiel, das wir vom IRSN erhielten /L33/ war eine Gleichverteilung der Ausbreitungsbedingungen auf alle 18 Sektoren mit den in Tabelle 3.3-3 dargestellten Verhältnissen vorgegeben. Die Ablagerungsgeschwindigkeit wurde mit 10⁻² m/s angegeben. Die Ergebnisse der Ausbreitungs- und Bodenbelegungsfaktoren können der Tabelle 3.3-4 entnommen werden.

Windgeschwindigkeit	DN sec (trocken)	DF	DN Pluie (mit Regen)
1,0 m/s	-	10	-
2,0 m/s	15	-	5
3,0 m/s	-	10	-
5,0 m/s	11	-	5

Tab. 3.3-3: Vorgegebene Wahrscheinlichkeiten (in Promille pro Sektor) der auftretenden Ausbreitungsbedingungen für eine Vergleichsrechnung. Emission bodennah

Entfernung	500 m	1.000m	2.500 m	5.000m	10.000 m
Bodennahe Luftkonzentration (CTA [s/m³])					
COTRAM	7,90E-06	2,22E-06	3,56E-07	8,03E-08	1,71E-08
Eigenes Programm	7,84E-06	2,22E-06	3,59E-07	8,14E-08	1,79E-08
Rel. Abweichung*	< 0,008	0,00	< 0,008	0,013	0,047
Abweichung [%]*	< 1	0,0	< 1	1,3	4,7
Trockene Ablagerung (CTS_s [1/m²]) (v_g = 1,0E-02 m/s)					
COTRAM	7,90E-08	2,22E-08	3,56E-09	8,03E-10	1,71E-10
Eigenes Programm	7,84E-08	2,22E-08	3,59E-09	8,14E-10	1,79E-10
Rel. Abweichung*	< 0,008	0,00	< 0,008	0,013	0,047
Abweichung [%]*	< 1	0,0	< 1	1,3	4,7
Ablagerung durch Niederschlag (CTS_p [1/m²]) (Λ = 2,1E-04 s⁻¹)					
COTRAM	7,90E-06	2,22E-06	3,56E-07	8,03E-08	1,71E-08
Eigenes Programm	7,84E-06	2,22E-06	3,59E-07	8,14E-08	1,79E-08
Rel. Abweichung*	0,012	0,018	0,028	0,043	0,06
Abweichung [%]*	1,2	1,8	2,8	4,3	6,0

Tab. 3.3-4: Vergleich der berechneten Ausbreitungs-, Fall- und Washoutfaktoren (normiert) für die Meteorologiestatistik aus Tabelle 3.3-3. * Absolutbetrag

Die berechneten bodennahen Aktivitätskonzentrationen weichen für Entfernungen unter 5.000 m nur geringfügig von den COTRAM-Ergebnissen ab. Die Abweichungen liegen hier unter 1 %. Ab 5.000 m errechnen wir eine bis maximal 4,7 % höhere Konzentration. Dies gilt analog für die trockene Ablagerung. Konsequenterweise ergeben unsere Berechnungen eine niedrigere Bodenbelegung durch Niederschlag. Der geringere Washout führt zu einer geringeren Abreicherung in der Wolke und somit zu einer erhöhten Konzentration in der



Wolke, die sich vor allem bei größeren Entfernungen bemerkbar macht. Aufgrund der absoluten Übereinstimmung der Ergebnisse im Fall einer Ausbreitungsrichtung vermuten wir als Ursache für die Abweichungen Unterschiede in der Berechnung des Einflusses der Nachbarsektoren bei Niederschlag. Da im Vergleichsbeispiel der Anteil der Regenperiode mit 17 % erheblich (z.T. Faktor 3) über den Anteilen in den Niederschlagsstatistiken deutscher Standorte liegt, kann für die Anwendungsfälle von deutlich geringeren Abweichungen ausgegangen werden.

Im Rahmen des durchzuführenden Vergleiches reicht die erzielte Genauigkeit aus, mit der die Ergebnisse des französischen Computerprogramms simuliert werden können.

3.3.2 Vergleich der Berechnungsparameter COTRAM - AVV

- Orographie und effektive Quellhöhe

Ähnlich wie in England besitzen französische Kernkraftwerke keine hohen Fortluftkamine. Entsprechend kommen diesbezügliche Methoden zur Abschätzung des Gebäudeeinflusses auf die Ausbreitung nicht zum Einsatz. Um den Einfluss von Gebäuden zu berücksichtigen, werden teilweise auch Messanalysen bodennah durchgeführt. Für unseren Anwendungsfall, bei dem die Kaminhöhe das Doppelte der Gebäudehöhe nicht überschreitet, wurde uns zwar als Möglichkeit vorgeschlagen, die Gebäudehöhen als effektive Emissionshöhen zu verwenden /L33/, jedoch wurde betont, dass diese Vorgehensweise keine übliche Methode darstellt. Im Allgemeinen kann den Informationen aus Frankreich /L33/ entnommen werden, dass in der Regel konservativ vorgegangen wird. Beispielsweise wird bei Hand-Abschätzungen die Entfernung der Maximalkonzentration in einer Richtung berechnet und bis zu dieser Entfernung die Maximalkonzentration für die Dosisabschätzung verwendet.

- Meteorologie und Ausbreitungsparameter

Wie in Kap. 3.1 bereits ausführlich dargelegt, wird im Gegensatz zur deutschen Vorschrift, die das Gauß'sche Fahnenmodell zu Grunde legt, in Frankreich das Gauß'sche Wolkenmodell verwendet. Entsprechend sind die Diffusionskoeffizienten keine Funktionen des Ortes, sondern der Zeit. Im französischen Modell geht neben σ_y und σ_z der Ausbreitungsparameter in x-Richtung ein, wobei $\sigma_x = \sigma_y = \sigma_h$ gilt. Nach Doury /L19 – L21/ werden nur zwei Diffusionskategorien unterschieden, „normale“ und „faible“. Die Diffusionskategorie „normale“ DN



wird unterteilt in DN sec und DN pluie, d.h. in eine Kategorie ohne und eine Kategorie mit Regen. Per Definition tritt in der Diffusionskategorie „faible“ DF kein Niederschlag auf.

AVV-Modell:	$\sigma_y = \sigma_y(S, H)$	$\sigma_z = \sigma_z(S, H)$	S = A, B, ...F
COTRAM-Modell:	$\sigma_h = \sigma_h(t)$	$\sigma_z = \sigma_z(D, t)$	D = DN sec, DN pluie, DF

Tab. 3.3-5: Variable der Ausbreitungsparameter σ . $h = x, y$
H = Emissionshöhe; t = Ausbreitungszeit (= x/u); h = horizontal

Die vorliegenden Unterlagen /L37/ weisen darauf hin, dass in Frankreich für die Berechnungen keine 4-dimensionalen, standortspezifischen Meteorologiestatistiken vorhanden sind, sondern nur Windrosen mit Häufigkeiten zu den Windgeschwindigkeiten von 4 m/s, 7 m/s und 10 m/s sowie zu Windstillen zur Verfügung stehen. Zur Umrechnung der Häufigkeit des Auftretens der drei Diffusionskategorien in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeitsklasse liegt eine Häufigkeitstabelle vor, die aus der Analyse der meteorologischen Bedingungen vier repräsentativer KKW-Standorte entstanden ist /L32, L37/. Für diese Standorte fand man, dass bei Windstille im Mittel 30 % normale Wetterbedingungen (DN) und 70 % stabile Bedingungen (DF) herrschen. Der Anteil mit Niederschlag ist mit 5 % angegeben. Im niedrigen Windgeschwindigkeitsbereich 1 m/s – 5 m/s wird für jede Windgeschwindigkeit DN mit 45 % (davon 5% Regen) und DF mit 55 % angegeben. Mit weiter zunehmender Windgeschwindigkeit findet man in der Tabelle dann einen zunehmenden Niederschlagsanteil auf 15 % und eine abnehmende Häufigkeit von DF bis auf 0 % /L32/.

Im vorliegenden Zusammenhang für die Anwendung auf deutsche Standorte sollen aber die vorhandenen meteorologischen Statistiken bzw. Zeitreihen Verwendung finden. Da uns die meteorologischen Auswertungen für deutsche Standorte im Pasquill'schen Schema gemäß KTA 1508 /L36/ vorliegen, ist eine Zuordnung der Pasquill'schen Stabilitätsklassen in die Diffusionskategorien nach Doury erforderlich. Die Problematik hierbei ist, dass die entfernungsabhängigen Ausbreitungsparameter nach Pasquill nicht von der Geschwindigkeit abhängen, mit der die Distanz durchlaufen wird. Die Windgeschwindigkeitsbereiche werden bei der meteorologischen Auswertung aber mit berücksichtigt. Formal sind A, B, C und zum Teil D der Diffusionskategorie DN zuzuordnen. Die Diffusionsklassen E und F sowie D mit dem Temperaturgradienten $dT/dz > -0,5^\circ\text{C} / 100 \text{ m}$ (s. z.B. /L36/), müssten als DF eingehen. In /L21/ vergleicht Doury seine Ergebnisse mit dem Schema von Pasquill und Gifford, in dem er die Stabilitätsklassen A – F der Ausbreitungszeit zuordnet. Er zieht daraus im Wesentlichen folgendes Fazit:



- Im Fall der horizontalen Diffusion entsprechen alle Pasquill-Gifford-Kategorien näherungsweise dem Doury-Schema. Vier von sechs Kategorien, mit Ausnahme E und F, schneiden die einzige Doury-Kurve für horizontale Diffusion.
- Im Fall der vertikalen Diffusion wird keine signifikante Überschneidung der Ausbreitungsparameterfunktionen gefunden. Die Diffusionskategorien nach Pasquill und Doury bleiben zwar getrennt, aber die Kurven von Doury korrespondieren näherungsweise mit den Pasquill'schen Funktionen.

Entsprechend den Darstellungen in /L21/ lassen sich die Stabilitätsklassen C und D mit Diffusionskategorie DN („normale“) in Bezug auf das Gifford-Pasquill-Schema näherungsweise beschreiben. Der σ_z -Parameter von DF korrespondiert am besten mit F, am geringsten mit D. Deshalb werden im Folgenden für den Vergleich die Zuordnungen von Tabelle 3.3-6 verwendet (s.a. /L21/):

DN sec	↔	A, B, C, D
DN pluie	↔	alle Kategorien mit Regen
DF	↔	E, F

Tab. 3.3-6: Zuordnung der Diffusionskategorien gemäß AVV (/L1/, L36/) zu Diffusionskategorien von Doury

- **Wind- und Windprofile**

Im französischen Modell geht die mittlere Windgeschwindigkeit in Emissionshöhe ein. Bei Berücksichtigung von Gebäudeeinflüssen und demzufolge der Änderungen der effektiven Emissionshöhe wird die Windgeschwindigkeit in Analogie zur englischen Vorgehensweise umgerechnet.

- **Fallout und Washout**

Im Handbuch zum französischen Dosismodell /L35/ findet man für alle nicht gasförmigen Radionuklide inklusive Iod eine Ablagerungsgeschwindigkeit $v_g = 0,005$ m/s. In einer Beispielrechnung der Franzosen zur PC-CREAM-Anwendung wurde zwar für Iod der etwas geringere Wert von 0,004 m/s verwendet /L37/. Eine so deutliche Differenzierung der Ablagerungsgeschwindigkeiten von Aerosolen und Iod wie in der AVV gibt es nach unseren Er-



kenntnissen nicht, so dass der Wert von $v_g = 0,005$ m/s sowohl für Aerosole als auch für Iod im Folgenden bei Anwendung des französischen Modells zugrunde gelegt wird.

Die Abhängigkeit des Washoutkoeffizient Λ^{COTRAM} von der Regenrate wird im französischen Modell als linear angenommen. Üblicherweise wird mit $\Lambda_P = 2 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ gerechnet, wobei der Wert einer mittleren Regenrate von 2 mm/h entspricht. $\Lambda_P = 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ korrespondiert mit der Regenrate 1 mm/h /L20, L32, L35, L37/.

Im Folgenden wird der Washoutkoeffizient für das französische Modell bei Anwendung auf einen deutschen Standort aus der mittleren Regenrate einer 10-jährigen Zeitreihe bestimmt.

3.3.3 Vergleich der Berechnungen nach COTRAM und AVV

- **Ausbreitung (Bodennahe Aktivitätskonzentration)**

Die Kurzeitenausbreitung ist im französischen Modell eine Funktion der Emissions- und Ausbreitungszeit und muss numerisch bestimmt werden. Ändern sich während diesen Zeiten die meteorologischen Parameter z.B. die Windrichtung, so könnte dies im französischen Modell berücksichtigt werden. Dafür ist aber das Programm COTRAM nicht vorgesehen oder eingesetzt. In Bezug auf die „Kurzeitbetrachtung“ soll im vorliegenden Zusammenhang deshalb die Kurzeitenausbreitung als Ausbreitung in eine Richtung definiert werden. Die Emissionszeit bleibt hiervon unberührt. Abb. 3.3-1 und Abb. 3.3-2 zeigen dazu ortsabhängig die zur Emissionshöhe von 100 m gehörigen Ausbreitungsfaktoren CTA_N und CTA_F der Diffusionskategorien DN (normale) und DF (faible) für verschiedene Windgeschwindigkeiten. Fall- und Washout sind hier nicht berücksichtigt.

Gegenüber dem deutschen Fahnenmodell ist das Wolkenmodell auch für sehr niedrige Windgeschwindigkeiten einsetzbar. In Quellnähe hat der Ausbreitungsfaktor zunächst einen nahezu horizontalen Verlauf, dessen Ausprägung von Windgeschwindigkeit, Diffusionskategorie und Emissionshöhe abhängt. Die maximale bodennahe Luftkonzentration nimmt mit zunehmender Windgeschwindigkeit ab und verschiebt sich zu größeren Entfernungen hin. Wie aus Abb. 3.3-1 zu erkennen ist, können aber umgekehrt zunehmende Windgeschwindigkeiten in größeren Entfernungen zu höheren Konzentrationen führen.

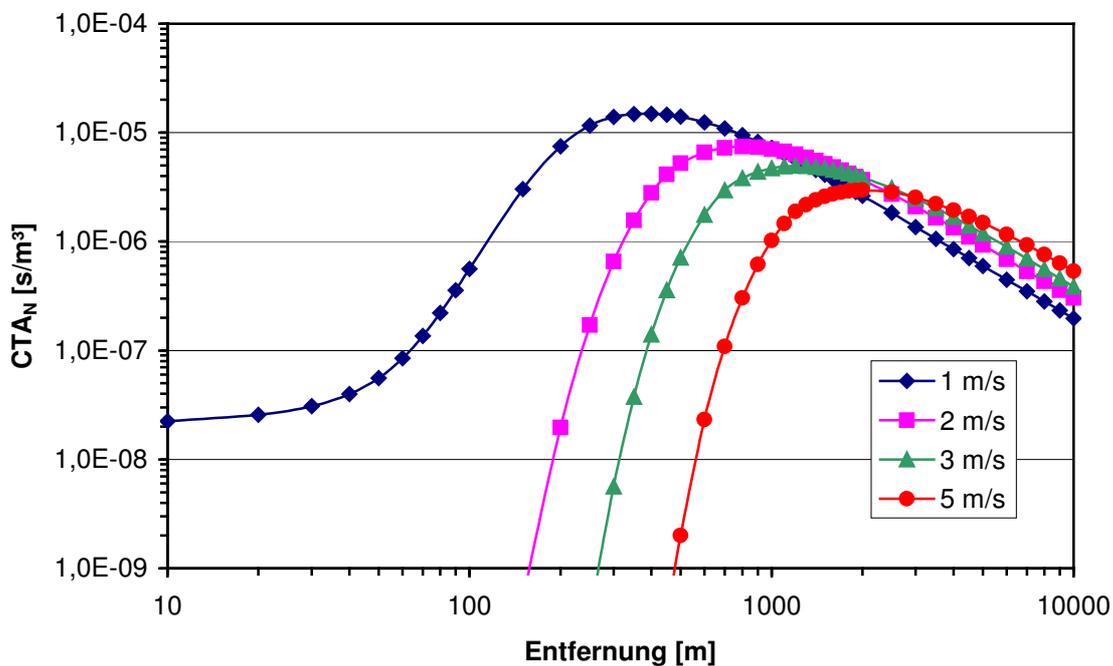


Abb. 3.3-1: „Kurzzeit“-Ausbreitungsfaktoren des französischen Modells für Diffusionskategorie DN (normale) ohne Fall- und Washout für verschiedene Windgeschwindigkeiten. Emissionshöhe 100 m.

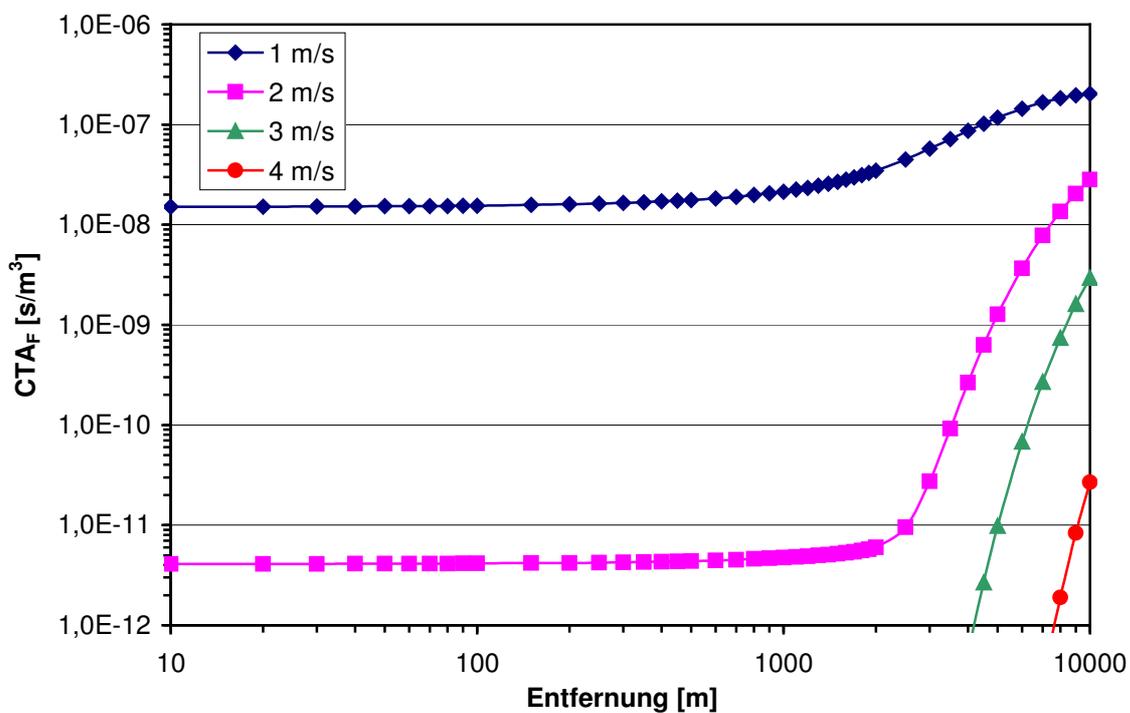


Abb. 3.3-2: „Kurzzeit“-Ausbreitungsfaktoren des französischen Modells für Diffusionskategorie DF (faible) ohne Fall- und Washout. Emissionshöhe 100 m.

Wie bereits in Kap. 3.1 dargelegt wurde, wird bei Langzeitbetrachtungen die Umgebung der Anlage in 18 Sektoren unterteilt. Die Konzentrationsverteilung ergibt sich aus der Summe der Beiträge aus dem jeweiligen Sektor und aus reduzierten Beiträgen der Nachbarsektoren (s. Kap.1.1, Gl. 3-1.16). Die Abb. 3.3-3 gibt Ausbreitungsfaktoren zur Diffusionskategorie DN für uniforme Windrosen unter der Annahme wieder, dass es 9,1 % der Zeit regnet. Die Fall- und Washoutkoeffizienten entsprechen hier den Werten der AVV.

Die Kategorie DN (normale) des Wolkenmodells nach Doury umfasst die Ausbreitungsklassen A – D nach Pasquill, die in Fahnenmodellen zur Parametrisierung herangezogen werden /L21/. Die Abb. 3.3-4 zeigt beispielhaft die Unterschiede zwischen deutschem und französischem Modell für niedrige Windgeschwindigkeiten und erhöhte Quellen. In Quellnähe führt das Wolkenmodell zu deutlich höheren bodennahen Luftkonzentrationen. In größerer Entfernung von der Quelle liegen für das gezeigte Beispiel die Ergebnisse des französischen Modells zwischen den Werten, die für die Kategorie A und D mit dem Ausbreitungsmodell der AVV errechnet wurden.

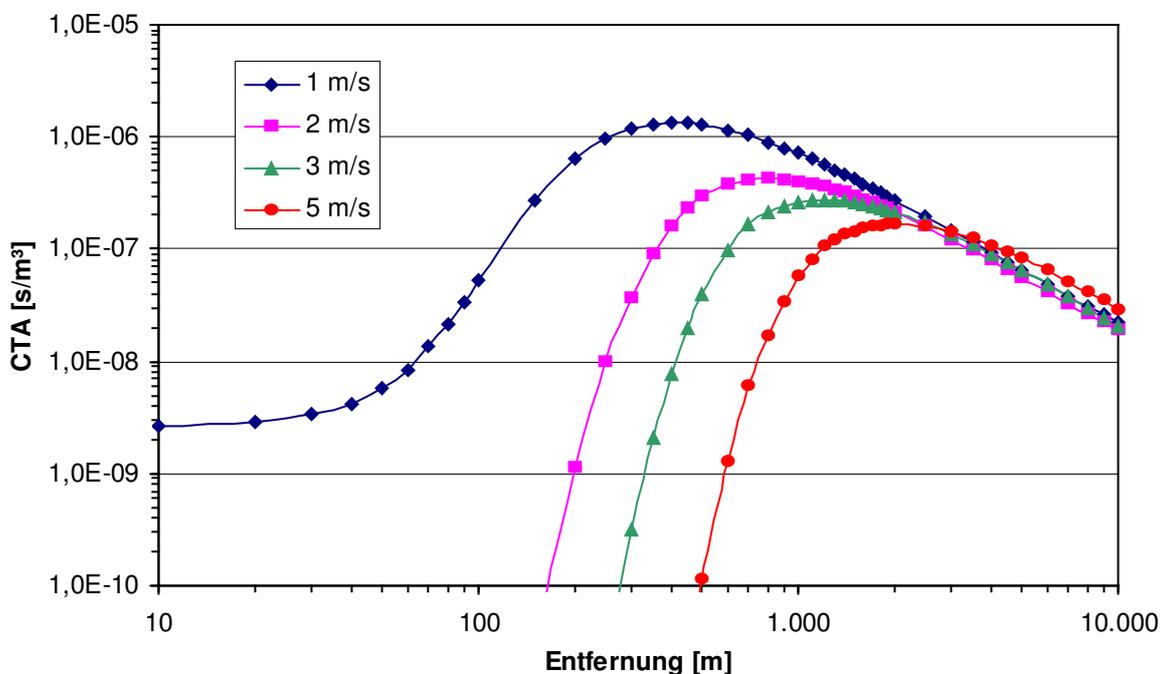


Abb. 3.3-3: Langzeitausbreitungsfaktoren des französischen Modells für Diffusionskategorie DN bei uniformer Windrose für verschiedene Windgeschwindigkeiten unter Berücksichtigung von Fall- und Washout. Emissionshöhe 100 m.
 $v_g = 1,5 \text{ mm/s}$. $\Lambda_p = 7 \cdot 10^{-5} \text{ 1/s}$. Anteil Niederschlag 9,1 %. 18 Sektoren.

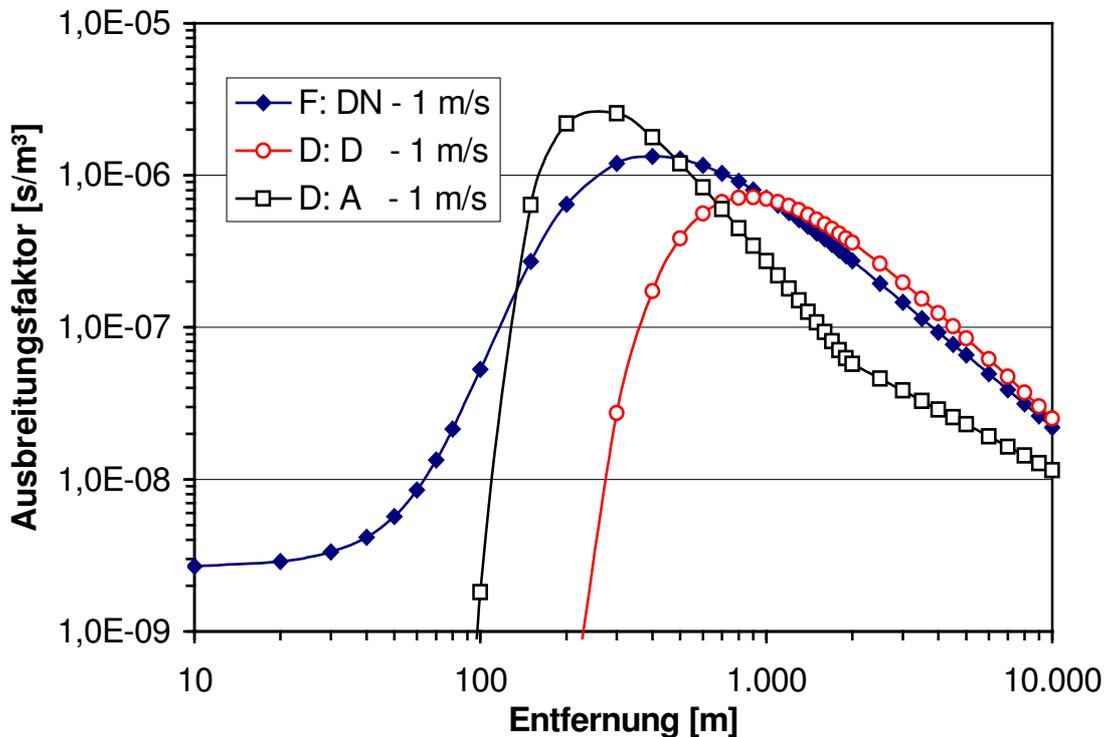


Abb. 3.3-4: Gegenüberstellung der Langzeitausbreitungsfaktoren des französischen Modells (F) aus Abb. 3.3-3 und der deutschen AVV (D) für die Diffusionskategorien A und D bei der Windgeschwindigkeit von 1 m/s. Weitere Parameter siehe Abb. 3.3-3.

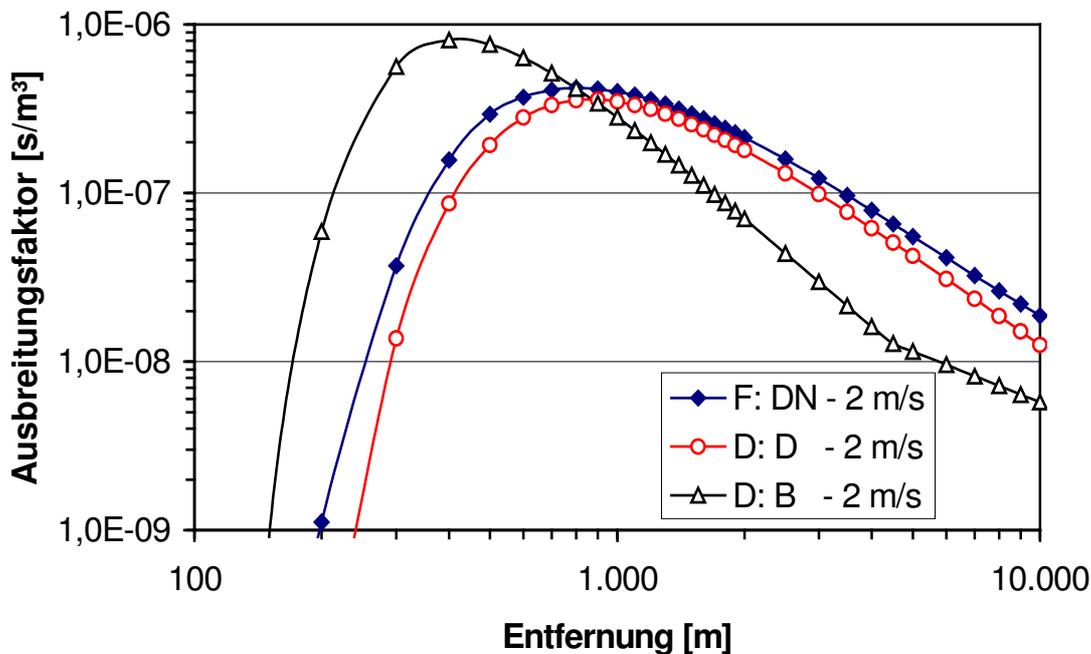


Abb. 3.3-5: Gegenüberstellung der Langzeitausbreitungsfaktoren des französischen Modells (F) aus Abb. 3.3-3 und der deutschen AVV (D) für die Diffusionskategorien B und D bei der Windgeschwindigkeit von 2 m/s. Weitere Parameter siehe Abb. 3.3-3.

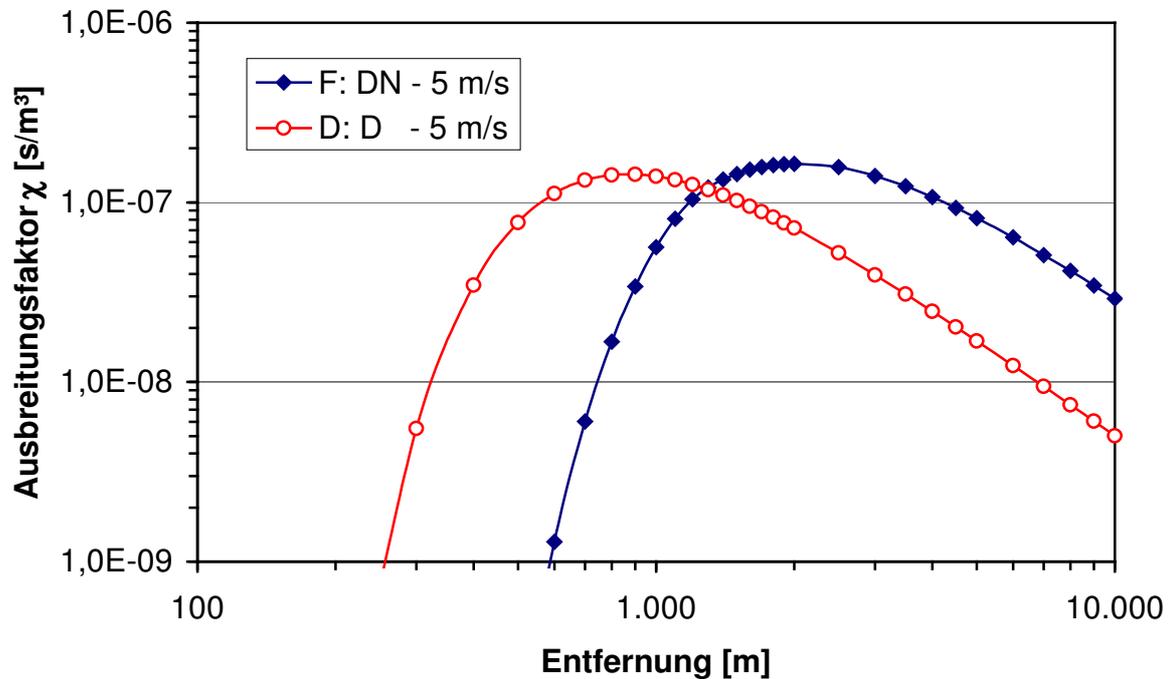


Abb. 3.3-6: Gegenüberstellung der Langzeitausbreitungsfaktoren des französischen Modells (F) aus Abb. 3.3-3 (Diffusionskategorie DN) und der deutschen AVV (D) für die Diffusionskategorie D bei der Windgeschwindigkeit von 5 m/s. Weitere Parameter siehe Abb. 3.3-3.

In Bezug auf die Entfernung liegen die maximalen Werte der Ausbreitungsfaktoren der Diffusionskategorie DN nach Doury ebenfalls zwischen den Maxima der Ausbreitungsfaktoren nach AVV für die Diffusionskategorien A und D. Letzteres ändert sich mit Zunahme der Windgeschwindigkeit. Die Maxima des französischen Modells verschieben sich in Relation zum AVV-Modell zu größeren Quellentfernungen hin (siehe Abb. 3.3-5 und Abb. 3.3-6).

Die Diffusionskategorie DF betreffend ist aus Abb. 3.3-7 ersichtlich, dass das französische Wolkenmodell im betrachteten Entfernungsbereich geringere Maxima errechnet, jedoch in naher und mittlerer Quellentfernung bei niedrigen Windgeschwindigkeiten im Vergleich zum Fahnenmodell höhere Konzentrationsbeiträge liefert.

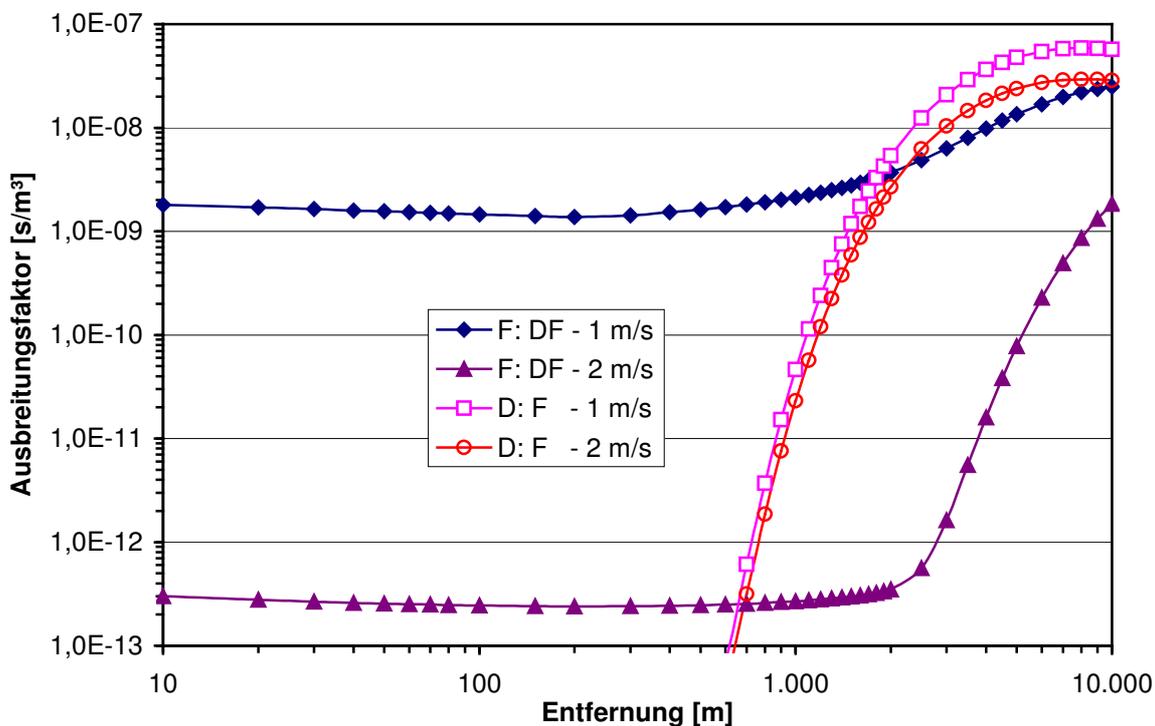


Abb. 3.3-7: Langzeitausbreitungsfaktoren der Diffusionskategorie DF des französischen Modells (F) bei uniformer Windrose für die Windgeschwindigkeiten 1 m/s und 2 m/s im Vergleich zu den Ergebnissen des Ausbreitungsmodells nach AVV (D) für die Diffusionskategorie F.

- Ablagerung und Bodenbelegung

Unter Zugrundelegung der englischen Niederschlagsstatistik (9,1 % Regen) und den AVV-Werten /L1/ zur Ablagerungsgeschwindigkeit ($v_g = 1,5 \cdot 10^{-3}$ m/s) und Washoutkoeffizienten ($\Lambda_0 = 7 \cdot 10^{-5}$ 1/s) ergeben sich bei uniformer Windrose für eine Emissionshöhe von 100 m die Bodenbelegungsfaktoren in Abb. 3.3-8. Während im Fahnenmodell die Bodenbelegung durch Washout über den Faktor $1/u$ mit der Windgeschwindigkeit abnimmt (s. Abb. 3.3-9), variiert im französischen Wolkenmodell die Ablagerung durch Niederschlag nur gering mit der Windgeschwindigkeit. Der Falloutbeitrag führt dazu, dass die Bodenbelegung in größeren Quellentfernungen mit höherer Windgeschwindigkeit höher wird.

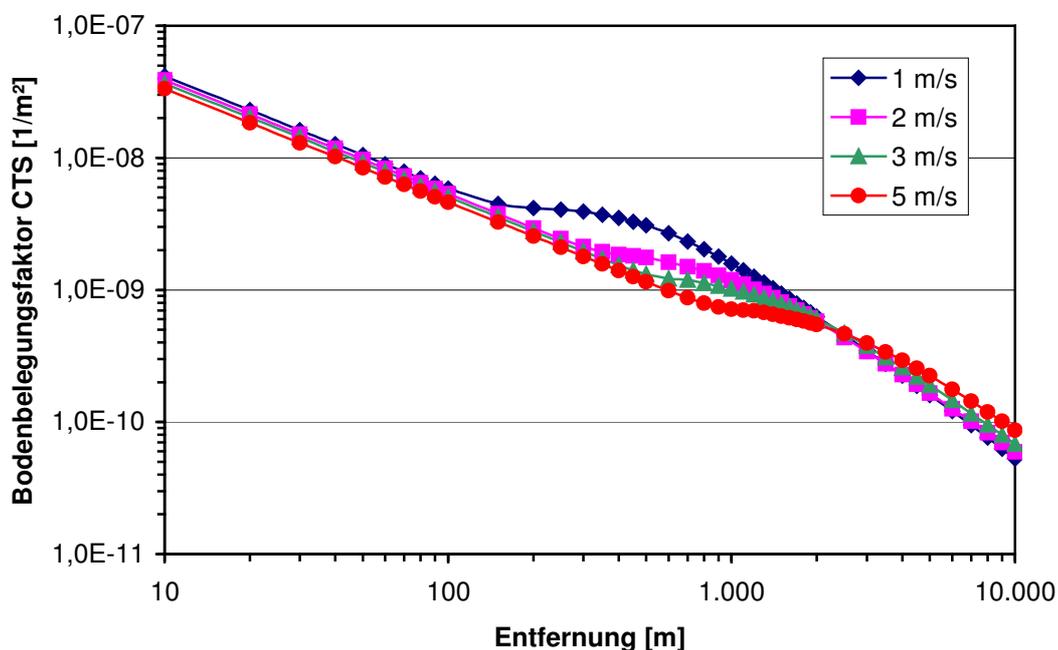


Abb. 3.3-8: Bodenbelegungs-faktoren des französischen Modells bei uniformer Windrose für verschiedene Windgeschwindigkeiten. Emissionshöhe 100 m. $v_g = 1,5 \text{ mm/s}$. $\Lambda_p = 7 \cdot 10^{-5} \text{ 1/s}$. Anteil Niederschlag 9,1 %. 18 Sektoren.

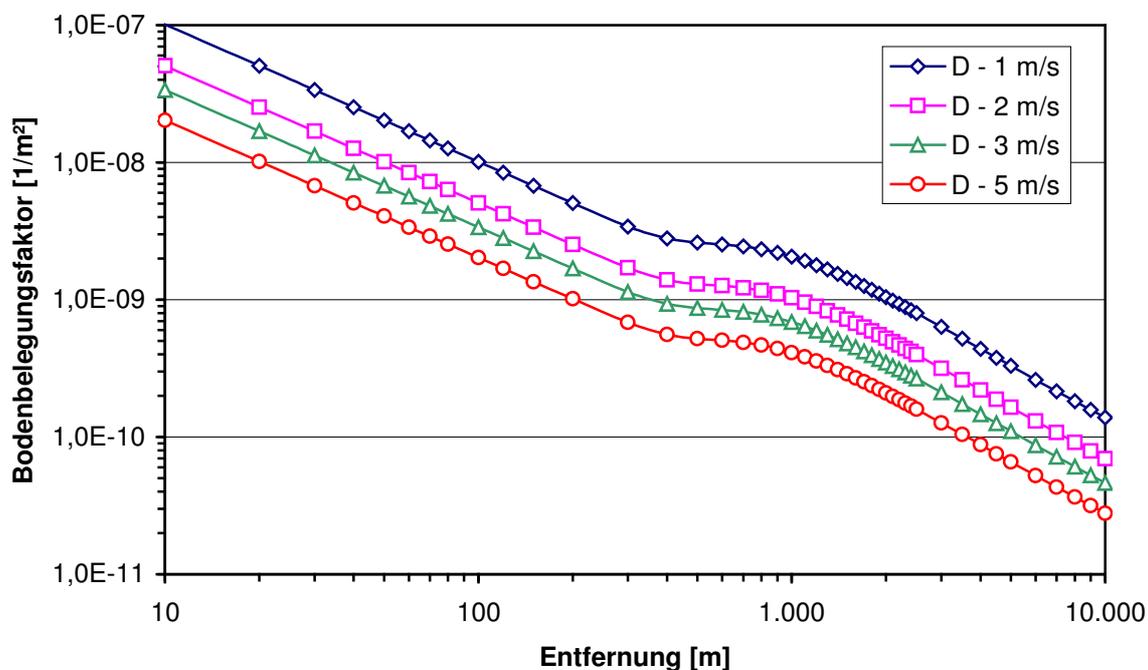


Abb. 3.3-9: Bodenbelegungs-faktoren nach AVV bei Diffusionskategorie D und uniformer Windrose für verschiedene Windgeschwindigkeiten. Emissionshöhe 100 m. $v_g = 1,5 \text{ mm/s}$. $\Lambda_0 = 7 \cdot 10^{-5} \text{ 1/s}$. Anteil Niederschlag 9,1 %. 12 Sektoren.

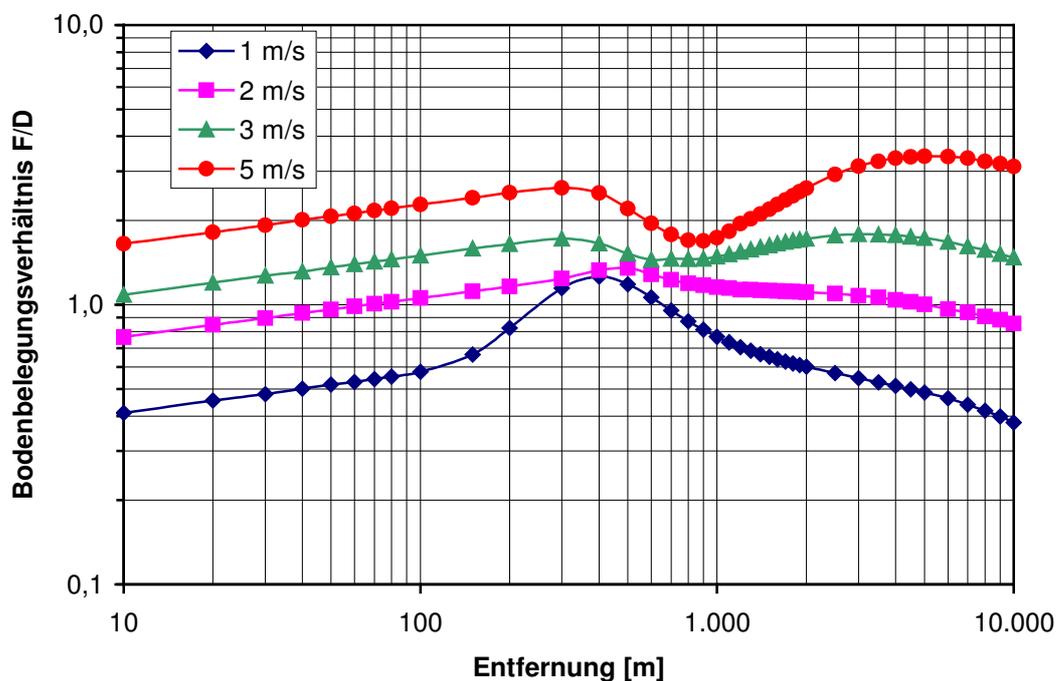


Abb. 3.3-10: Verhältnis der Bodenbelegung aus Fall- und Washout von französischem (F) aus Abb. 3.3-8 zu deutschen (D) Modell aus Abb. 3.3-9

Abb. 3.3-10 zeigt die Verhältnisse der Bodenbelegungen aus den Berechnungen des französischen und deutschen Modells. In Quellnähe dominiert der Washout. Während für niedrige Windgeschwindigkeiten das deutsche Modell höhere Werte als das französische Modell errechnet, führt dagegen das französische Modell bei höheren Windgeschwindigkeiten zu höherem Washout als das deutsche Modell. Ähnliche Ergebnisse zwischen den Modellen erhält man zwischen 2 m/s und 3 m/s. Das Falloutverhältnis verhält sich fast umgekehrt. Bei kleinen Windgeschwindigkeiten führt der Fallout im französischen Modell gegenüber dem AVV-Modell zu einer höheren Bodenbelegung. Bei größeren Windgeschwindigkeiten hingegen, ist die Bodenbelegung, die mit dem AVV-Modell berechnet wird, höher.

In Bezug auf die Ablagerung durch Niederschlag ist zusammenfassend festzuhalten, dass im französischen Ausbreitungsmodell alle Windgeschwindigkeitsklassen bei Emissionshöhen um 100 m ähnliche Beiträge zur Bodenbelegung liefern.



3.3.4 γ -Immersion

Wie aus Gleichung Gl. 3.1-29 hervorgeht, ist die Strahlenexposition der γ -Strahlung aus der Wolke im γ -Immersionsmodell proportional der Aktivitätskonzentration am Aufpunkt. Die Funktion der γ -Dosis von der Entfernung, Windgeschwindigkeit und der Diffusionskategorie verläuft damit analog zum Ausbreitungsfaktor (CTA), der im vorherigen Kapitel ausführlich dargestellt ist.

Im Falle des γ -Immersionsmodells wird ein Dosisbeitrag nur innerhalb der Wolke errechnet. Hingegen führt das Submersionsmodell zu einer Dosis innerhalb – und außerhalb der Wolke. Bei erhöhten Quellen errechnet man deshalb in Quellnähe mit dem γ -Immersionsmodell deutlich geringere Dosen am Boden als mit dem γ -Submersionsmodell. Das γ -Immersionsmodell unterschätzt die Strahlenexposition in diesem Fall, da die Strahlung aus der Wolke heraus nicht berücksichtigt wird und die Abluftfahne sich weit über dem Boden befindet. In größerer Entfernung mit ausgedehnter Fortluftwolke ist die Annahme der unendlichen Halbkugel anwendbar. γ -Immersionsmodell und γ -Submersionsmodell führen dann zu vergleichbaren Ergebnissen. Wegen der Vielzahl möglicher Kombinationen wird auf die Darstellung von Beispielen an dieser Stelle verzichtet und nur auf eine Gegenüberstellung von Dosisleistungskoeffizienten eingegangen.

Aus dem Vergleich mit den Gleichungen zum γ -Submersionsmodell ist zu erkennen, dass die Dosisleistungskoeffizienten von γ -Submersions- und γ -Immersionsmodell unterschiedliche Bedeutungen besitzen. Beim γ -Immersionsmodell gibt der Dosisleistungskoeffizient die Dosisleistung an, die aufgrund einer räumlich konstanten Aktivitätskonzentration (hier in Luft) im exponierten Körperteil zu erwarten ist. Hingegen spiegelt der Dosisleistungsfaktor des γ -Submersionsmodells die Dosisleistung wieder, die aufgrund einer Flusssdichte in einem Körperteil an einem bestimmten Ort anzutreffen ist. Um den Unterschied zu verdeutlichen, kann das Verhältnis der Dosisleistungskoeffizienten vereinfacht für eine Photonenenergie und Emissionswahrscheinlichkeit = 1 im Rahmen von üblichen Näherungen wie folgt ausgedrückt werden (s. z.B. /L45/):

$$\frac{g_{\gamma\text{sub}}}{g_{\gamma\text{im}}} = k_{\text{im-sub}} \cdot \rho_L \cdot \left(\frac{\mu_{\text{en}}}{\rho} \right)_L \quad \text{mit } k_{\text{im-sub}} = 2 \text{ oder } (2\pi)^{-1}$$

mit



ρ_L	Luftdichte in g / m ³
$\left(\frac{\mu_{en}}{\rho} \right)_L$	energieabhängiger Massenabsorptionskoeffizient für Luft in m ² / g
k_{im-sub}	definitionsabhängiger Faktor

Im Dosisleistungskoeffizient des γ -Immersionmodells werden sowohl die Energieabsorptionseigenschaften des Targets als auch die Schwächungseigenschaften des Transportmediums berücksichtigt. Der Dosisleistungskoeffizient des γ -Submersionmodells beinhaltet nur die Energieabsorptionseigenschaften des Targets. Die Schwächungseigenschaften des Transportmediums werden beim γ -Submersionmodell im Ausbreitungsfaktor berücksichtigt (siehe Gl. 3.1-27). Je nach Definition des Ausbreitungsfaktors wird auch der Umrechnungsfaktor k_{im-sub} bestimmt.

Um die Dosiskoeffizienten der beiden γ -Modelle über obige Gleichung zu vergleichen, eignet sich beispielsweise für die Energiegruppe 1 ($E_\gamma > 1$ MeV) das Radionuklid Argon ⁴¹Ar. ⁴¹Ar hat eine Photonenenergie bei 1,293 MeV mit einer Emissionswahrscheinlichkeit von 0,993 /L46/. Damit ergibt sich ein Massenabsorptionskoeffizient von 0,0264 cm²/g. Unter Vernachlässigung des zweiten energetisch ähnlichen Photonenzerfalls errechnet sich das Verhältnis der Dosisleistungskoeffizienten Submersion/Immersion der effektiven Dosis mit der Dichte von Luft bei 10 °C (0,00124 g/m³) zu

$$\frac{g_{\gamma sub}}{g_{\gamma im}} = 6,5E-5 \text{ cm}^{-1} = 6,5E-3 \text{ m}^{-1}$$

Aus nachfolgender Tabelle 3.3-7 ist zu entnehmen, dass die Verhältnisse der Dosisleistungskoeffizienten aus dem Bundesanzeiger /L49/ und aus FOCON96 /L47/ für die Nuklide mit $f_r \approx 1$, d.h. für Nuklide mit Hauptstrahlung in der Energiegruppe 1, das oben errechnete Verhältnis gut widerspiegelt. Die in beiden Wolkenstrahlungsmodellen verwendeten Dosisumrechnungsfaktoren, für deren Berechnung auch im γ -Submersionmodell eine homogene halbunendliche Wolke angenommen wird, sind somit ähnlich.



Nuklid	f _r	Dosisleistungskoeffizienten (effektiv) zur γ -Wolkenstrahlung für Erwachsene		
		AVV (D) [Sv m ² / Bq s]	FOCON96 (F) [Sv m ³ / Bq s]	Verhältnis AVV/FOCON96 [1/m]
Ar-41	1,00	4,10E-16	6,50E-14	6,3E-03
Cr-51	0,97	1,00E-17	1,51E-15	6,6E-03
Mn-54	1,00	2,80E-16	4,09E-14	6,8E-03
Co-58	1,00	3,20E-16	4,76E-14	6,7E-03
Co-60	1,00	8,00E-16	1,26E-13	6,3E-03
Zn-65	1,00	1,90E-16	2,90E-14	6,5E-03
Kr-87	0,99	2,40E-16	4,12E-14	5,8E-03
Kr-88	0,97	5,60E-16	1,02E-13	5,5E-03
Zr-95	1,00	2,50E-16	3,60E-14	6,9E-03
Nb-95	1,00	2,50E-16	3,74E-14	6,7E-03
Ag-110m	1,00	8,9E-16	1,36E-13	6,5E-03
Sb-124	1,00	5,70E-16	9,15E-14	6,2E-03
I-131	1,00	1,20E-16	1,82E-14	6,6E-03
Xe-135	0,99	7,70E-17	1,19E-14	6,5E-03
Cs-134	1,00	5,20E-16	7,57E-14	6,9E-03
Ba-140	0,92	5,90E-17	8,58E-15	6,9E-03

Tab. 3.3-7: Dosisleistungskoeffizienten der effektiven Dosis (Erwachsene) für γ -Submersion (D) und γ -Immersion (F) im Vergleich



4 Transfer von radioaktiven Stoffen in der Nahrungskette

4.1 Nahrungskettenmodelle

4.1.1 Grundlagen und Unterschiede

Die Grundlagen zu den Nahrungskettenmodellen sind sehr umfangreich und hinreichend in verschiedenen Veröffentlichungen beschrieben /L1, L2, L10, L50, L55, L66/, so dass im Folgenden nur die wesentlichen Grundzüge der Modelle und der Berechnungsmethoden dargestellt werden, die zum Verständnis der Unterschiede erforderlich sind. Da das englische Nahrungskettenmodell SPADE der FSA nur für eine begrenzte Zahl an Radionukliden (Auswahl im vorliegenden Programm: 26 Nuklide) einsetzbar ist, wird in England in bestimmten Fällen /L44/ zusätzlich die Methode der normierten Aktivitätskonzentration (NAC) herangezogen. Da dieses Verfahren auch im EU-Bericht EUR 15760 /L10/ beschrieben wird, wird darauf nicht eingegangen.

Die nachfolgend beschriebenen Modellgrundlagen gelten nicht für ^{14}C und ^3H . Da zur Ermittlung der Dosis für diese beiden Nuklide bei kontinuierlichen Langzeitableitungen in allen drei Ländern die ‚Methode der spezifischen Aktivität‘ verwendet wird, wird hier nur kurz darauf eingegangen. Um die spezifische Aktivität von ^{14}C bzw. ^3H in einem Nahrungsmittel zu ermitteln, wird im Wesentlichen die Aktivitätskonzentration der Luft mit einem Gleichgewichtstransferfaktor multipliziert. Hierbei wird angenommen, dass die Aufnahme von ^{14}C und ^3H in die Pflanzen bezogen auf die jeweils natürlich vorkommenden Isotope im gleichen Verhältnis erfolgt wie sie am betrachteten Ort vorliegen. Einige Gleichgewichtstransferfaktoren finden sich in Kap. 4.1.2. Neben dem ^3H -Transfer über die Wasseraufnahme aus der Luftfeuchtigkeit wird im deutschen Modell noch die Aufnahme aus Niederschlägen berücksichtigt.

Modelle zur Beschreibung des Transfers von radioaktiven Stoffen in der Nahrungskette lassen sich prinzipiell in zwei Gruppen unterteilen. Innerhalb der beiden Modellgruppen unterscheiden sich die Modelle hauptsächlich in ihrer Komplexität. Zum einen gibt es Modelle, die darauf ausgelegt sind, die Zeitabhängigkeit des Nuklidtransfers wiederzugeben. Solche dynamischen Modelle beschreiben die komplexen Prozesse des Aktivitätstransfers durch die Verknüpfung von Zellen oder Kompartimente, welche die verschiedenen Teile der Nahrungskette repräsentieren. Das englische Programm SPADE /L57/ sowie PC-CREAM-



FARMLAND /L24/ gehören zu den Kompartimentmodellen /L10, L55/. Andere Modelle berechnen mittels Transferfaktoren nur die Gesamtaktivität, die über die Nahrungskette übertragen wird. Solche Faktorenmodelle sind das Dosismodell der AVV /L1/ und das französische Modell FOCON /L35, L50/.

- **Deutschland (AVV)**

Gemäß AVV /L1/ ergibt sich die Jahresdosis im Organ oder Gewebe T für alle Referenzpersonen in den Altersgruppen > 1 a über die Nahrungsmittelaufnahme mit

$${}^{AVV}H_{T,g,r} = (U^{Pf} \cdot C_r^{Pf} + U^{Bl} \cdot C_r^{Bl} + U^{Mi} \cdot C_r^{Mi} + U^{Fi} \cdot C_r^{Fi}) \cdot g_{g,r,T} \quad \text{Gl. 4.1-1}$$

Hierin bedeuten:

- $H_{T,g,r}$ [Sv] Jahresdosis im Organ oder im Gewebe T durch Ingestion des Nuklids r
- U^{Pf} [kg] Jahresverbrauch an pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse
- U^{Bl} [kg] Jahresverbrauch an Blattgemüse
- U^{Mi} [kg] Jahresverbrauch an Milch und Milchprodukten
- U^{Fi} [kg] Jahresverbrauch an Fleisch und Fleischwaren
- C_r^{Pf} [Bq kg⁻¹] Spez. Aktivität des Nuklids r in pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse
- C_r^{Bl} [Bq kg⁻¹] Spezifische Aktivität des Radionuklids r in Blattgemüse
- C_r^{Mi} [Bq kg⁻¹] Spezifische Aktivität des Radionuklids r in Milch und Milchprodukten
- C_r^{Fi} [Bq kg⁻¹] Spezifische Aktivität des Radionuklids r in Fleisch und Fleischwaren
- $g_{g,r,T}$ [Sv Bq⁻¹] Dosiskoeffizient für Organ oder Gewebe T durch Ingestion des Radionuklids r

Die Strahlenexposition über den Verzehr von Nahrungsmitteln setzt sich somit zusammen aus dem Produkt des Jahresverbrauchs U von Blattgemüse (Bl), sonstigen pflanzlichen Produkten (Pf), Milch- (Mi) und Fleischprodukten (Fi) und deren jeweilige spezifischen Aktivitäten C, gewichtet mit dem Dosiskoeffizient.

Die Beiträge zur Aktivität in Pflanzen errechnen sich aus

- der sich über die Blattaufnahme ergebenden Konzentration in pflanzlichen Produkten (Blattgemüse). Diese Konzentration ergibt sich aus dem Anteil, der sich durch trockene und nasse Deposition auf der Pflanze bis zur Ernte ablagert.

- der über die Wurzel transferierte Aktivität in der Pflanze. Diese Konzentration ergibt sich aus dem Anteil, der sich durch trockene und nasse Deposition auf dem Boden ablagert.

Für alle Radionuklide außer Tritium und Kohlenstoff C-14 wird die spezifische Aktivität [Bq/kg] in pflanzlichen Nahrungsmitteln über die Pflanzenoberfläche durch

$$C_r^n = a_p \cdot Q_r \cdot \left(\overline{F}_r^S + f_w \cdot \overline{W}_r^S \right) \cdot \frac{1 - \exp(-(\lambda_r + \lambda_v) \cdot t_e^n)}{Y^n \cdot (\lambda_r + \lambda_v)} \cdot \exp(-\lambda_r \cdot t_v^n) \quad \text{Gl. 4.1-2a}$$

ausgedrückt. Die spezifische Aktivität, die über den Boden-Wurzel-Pfad in die Pflanze gelangt, errechnet sich wie folgt:

$$C_r^n = a_p \cdot Q_r \cdot (\overline{F}_r^G + \overline{W}_r^G) \cdot \frac{T_r^n \cdot (1 - \exp(-(\lambda_r + \lambda_{m,r}) \cdot t_b))}{p^m \cdot (\lambda_r + \lambda_{M,r})} \cdot \exp(-\lambda_r \cdot t_v^n) \quad \text{Gl. 4.1-2b}$$

Hier bedeuten:

n Index zur Kennzeichnung der Pflanzen

m Index zur Kennzeichnung des Bodens

a_p : Umrechnungsfaktor: $1/(3,15 \cdot 10^7 \text{ s}) = 3,2 \cdot 10^{-8} \text{ s}^{-1}$

\overline{F}_r^τ [m^{-2}] Langzeitfalloutfaktor

\overline{W}_r^τ [m^{-2}] Langzeitwashoutfaktor

$\tau = S$: Sommerhalbjahr (1. Mai bis 31. Oktober); $\tau = G$: Gesamtjahr

f_w Anteil der durch Niederschlag auf der Pflanze abgelagerten Aktivität

λ_v [s^{-1}] Verweilkonstante für Verbleib des Nuklids r auf der Pflanze

λ_r [s^{-1}] Physikalische Zerfallskonstante des Nuklids r

t_e^n [s] Kontaminationszeit für Pflanzengruppe n während Wachstumsperiode

Y^n [kgm^{-2}] Ertrag bzw. Bewuchsdichte (feucht) der Pflanzengruppe n,

T_r^n Transferfaktor vom Boden zur Pflanze für das Radionuklid r in $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ Feuchtmasse pro $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ Trockenboden, jeweils für pflanzliche Produkte inklusive Blattgemüse (n = Pf) oder für Weidepflanzen (n = Wd)



$\lambda_{M,r} [s^{-1}]$	Verweilkonstante des Radionuklids r aufgrund des Transports in tiefere Bodenschichten außerhalb des Wurzelbereichs
$t_b [s]$	Zeit, in der das Nuklid r auf dem Boden abgelagert wird und sich im Boden anreichert
$\rho^m [kgm^{-2}]$	Flächentrockenmasse des Bodens, für pflanzliche Produkte und Blattgemüse ist $m = A$ (Ackerboden) für Weidepflanzen ist $m = Wd$ (Weideboden)
$t_v^n [s]$	Zeit zwischen Ernte und Verbrauch der Pflanzengruppe n

Die Jahresdosis im Organ oder Gewebe nach dem 50. Jahr ergibt sich aus der Summe der Jahresdosis des primären Radionuklids und den Jahresdosen der Tochternuklide.

Die spezifischen Aktivitäten des Radionuklids r in der Milch (Mi), im Futter (Fu) und im Fleisch (Fl) werden wie folgt ermittelt:

$$C_r^{Mi} = C_r^{Fu} \cdot \dot{M}_{Fu} \cdot T_r^{Mi} \quad \text{Gl. 4.1-3}$$

$$C_r^{Fu} = f_p \cdot C_r^{Wd} + (1 - f_p) \cdot C_r^{Lf} \quad \text{Gl. 4.1-4}$$

$$C_r^{Fl} = C_r^{Fu} \cdot \dot{M}_{Fu} \cdot T_r^{Fl} \cdot \exp(-\lambda_r \cdot t_v^{Fl}) \quad \text{Gl. 4.1-5}$$

mit

$C_r^{Fu} [Bq kg^{-1}]$ Spezifische Aktivität des Nuklids r im Futter der Tiere

$\dot{M}_{Fu} [kg d^{-1}]$ Tägliche Aufnahme von Futter (feucht)

$T_r^{Mi} [d kg^{-1}]$ Transferfaktor des Radionuklids r vom Futter in die Milch

f_p Bruchteil des Jahres, in dem Tiere auf der Weide grasen

$C_r^{Wd} [Bq kg^{-1}]$ Spezifische Aktivität des Nuklids r in der Weidepflanze

$C_r^{Lf} [Bq kg^{-1}]$ Spezifische Aktivität des Nuklids r im Lagerfutter

$C_r^{Fl} [Bq kg^{-1}]$ Spezifische Aktivität des Nuklids r im Fleisch

$T_r^{Fl} [d kg^{-1}]$ Transferfaktor des Nuklids r vom Futter in das Fleisch

$t_v^{Fl} [s]$: Zeit zwischen Schlachten und Fleischverzehr



Dekontaminationseffekte bei der lebensmitteltechnologischen und haushaltsmäßigen Zubereitung werden nicht berücksichtigt.

- **Frankreich (FOCON)**

Gleichung Gl. 4.1-1 gilt prinzipiell auch im französischen Modell /L50/. Im technischen Bericht zu FOCON96 /L35/ lautet die analoge Gleichung zu Gl. 4.1-2a, also zur Aktivität eines Radionuklids r , die über die Blattoberfläche in die Pflanze v aufgenommen wird (A_{feu})

$$A_{\text{feu}}(r, n) = \frac{F_t(r, v)}{R_c(v)} \cdot [D_S(r) \cdot R_S(v) + D_h(r) \cdot R_h(r, v)] \cdot \frac{1 - \exp(-(\lambda_r + \lambda(r, v)) \cdot t_e^n)}{(\lambda_r + \lambda(r, v))} \quad \text{Gl. 4.1-6}$$

Auch der Aktivitätstransfer über den Boden-Wurzel-Pfad in pflanzliche Produkte wird im französischen Modell analog wie in der AVV ermittelt. Die Aktivität A_{sol} errechnet sich wie folgt:

$$A_{\text{sol}}(r, v) = F_{\text{RAC}} \cdot [D_S(r) + D_h(r)] \cdot \frac{1 - \exp(-(\lambda_{\text{rm}} + \lambda(r, v)) \cdot D_f)}{(\lambda_{\text{rm}} + \lambda(r, v)) \cdot R_o \cdot P_r(v)} \quad \text{Gl. 4.1-7}$$

mit

D_f [s]	Betriebszeit der Anlage
F_t [-]	Translokationsfaktor (t_v Zeit zwischen Ernte und Verbrauch)
F_{RAC} [Bq/kg]	Transferfaktor Boden-Wurzel (Bq Frischpflanze / kg trockener Boden)
R_s [-]	Anteil der auf der Pflanze abgelagerten Aktivität bei trockener Deposition
R_h [-]	Anteil der auf der Pflanze abgelagerten Aktivität bei Niederschlag
R_c [kg/m ²]	Ertrag/Bewuchsdichte
R_o [kg/m ³]	Volumetrocknenmasse des Bodens
P_r [m]	Wurzelhorizonttiefe
t_e [s]	Kontaminationszeit während des Wachstums
$\lambda(r, v)$ [s ⁻¹]	Verweilkonstante des Radionuklids r auf der Pflanze v
λ_{rm} [s ⁻¹]	Verweilkonstanten der Radionuklide aufgrund des Transports in tiefere Bodenschichten
D_s [Bq/m ²]	trockene (sec) Deposition
D_h [Bq/m ²]	nasse (humide) Deposition



Die Gesamtaktivität A_{veg} in den Pflanzen ergibt sich aus der Summe der Gleichungen Gl. 4.1-6 und Gl. 4.1-7.

D_s und D_h beschreiben die Kontaminationsraten durch Fallout und Washout in Bq/m^2s und können über $D_{s/h}/(a_p \cdot A_r)$ auf zur AVV vergleichbare Fall- und Washoutfaktoren umgerechnet werden, also

$$C_r^n \propto a_p \cdot A_r \cdot \left(\overline{F_r^S} + f_w \cdot \overline{W_r^S} \right) = [D_s(r) \cdot R_s(r, v) + D_h(r) \cdot R_h(r, v)]$$

Im deutschen Modell wird angenommen, dass die gesamte trockene Deposition auf der Pflanze verbleibt, also ein zu FOCON96 analoger Parameter R_s stets 1 ist und in der AVV-Gleichung nicht explizit auftaucht. Mit dem französischen Translokationsfaktor $F_t(r, v)$ können verschiedene Vorgänge wie beispielsweise Dekontamination oder radioaktiver Zerfall berücksichtigt werden. Das deutsche Analogon in der AVV beschreibt nur den radioaktiven Zerfall durch eine Exponentialfunktion, in der die Zeit zwischen Ernte und Verbrauch eingeht. Üblicherweise werden auch im französischen Modell Dekontaminationseffekte konservativ nicht betrachtet, so dass die Entsprechung zwischen beiden Modellen

$$F_t(t, v) \hat{=} \exp(-\lambda_r \cdot t_v^n)$$

gesetzt werden kann. In der AVV angenommen wird, dass für Weidepflanzen und Blattgemüse zwischen Ernte und Verzehr keine Zeit verstreicht, also $t_v = 0$, ergibt sich in diesen Fällen ein Translokationsfaktor, wie auch in FOCON96 als Vorgabewert angesetzt, zu 1.

Ingesamt kann festgestellt werden, dass der Transfer der Aktivität über die Pflanzenoberfläche und über die Wurzel in die Pflanze im französischen Modell auf ähnliche Weise wie in der AVV ermittelt wird. Die Unterschiede liegen in den Werten der eingehenden Parameter und der verwendeten Meteorologie, für die bei Ablagerung auf die Blattoberfläche im AVV-Modell im Gegensatz zum französischen Modell die Sommerstatistik herangezogen wird.

Die Vorgehensweise bei der Berechnung der spezifischen Aktivitäten in Milch und Fleisch im französischen Modell differiert leicht zur Methode der AVV. Dies liegt im Wesentlichen darin begründet, dass verschiedene Weidepflanzen und verschiedene Fleischsorten betrachtet werden. Zusätzlich wird die Aufnahme von Erde berücksichtigt. Im technischen Bericht /L35/ zu FOCON96 wird folgende Gleichung angegeben:

$$A_{\text{ani}}(x,r,v) = \left[\sum_{\text{veg}} \left(A_{\text{veg}}(x,r,v) \cdot Q_{\text{veg-ani}}(a,v) \cdot (1 - E_x(v)) \cdot \frac{D_{\text{conso}}(a,v)}{12} \cdot \exp(-\lambda_r \cdot D_{\text{stock}}(v)) \right) + A_{\text{sol}}(x,r,\text{herbe}) \cdot Q_{\text{sol}}(a) \cdot \frac{D_{\text{conso}}(a,\text{herbe})}{12} \right] \cdot F_{\text{ani}}(r,p)$$

Gl. 4.1-8

A_{ani} [Bq/kg frisch]	Aktivitätskonzentration im Fleischprodukt
A_{veg} [Bq/kg frisch]	Aktivitätskonzentration in der Weidepflanze
$Q_{\text{veg-ani}}$ [kg frisch]	Verzehrmenge des Tieres
E_x [-]	Nicht kontaminierter/entfernter Anteil des Futtermittels
D_{conso} [-]	Zahl der Weidemonate
D_{stock} [s]	Lagerzeit von Futtermittel
A_{sol} [Bq/kg trocken]	Aktivitätskonzentration in der Erde
Q_{sol} [kg trocken/a]	Aufnahme von Erde durch das Tier
F_{ani} [Bq/kg frisch pro Bq eingenommen/a]	Transferfaktor zum Tier

Die Ingestionsdosis H_{ali} ergibt sich entsprechend aus der Summe der Aktivitäten der verzehrten Lebensmittel (ali = alimentaire) multipliziert mit dem jeweiligen Dosiskoeffizienten.

$$H^{r,\text{ali}}(T) = \sum_{i=\text{ali}} A(r)_i \cdot U_i \cdot (1 - E_x^i) \cdot F_{\text{dec}}^{r,i} \cdot \left[\frac{T_{\text{con}}}{12} + \left(1 - \frac{T_{\text{con}}}{12} \right) \cdot \exp(-\lambda_r \cdot D_{\text{stock}}^i) \right] \cdot g_{\text{ing},T}$$

Gl. 4.1-9

Außer den erläuterten Symbolen bedeuten hierin

A_i [Bq/kg]	Aktivitätskonzentration im Nahrungsmittel (aliment)
U_i [kg]	Jährliche Verzehrsmenge des Nahrungsmittels i
$g_{\text{ing},T}$ [Sv/Bq]	Dosiskoeffizient Ingestion für Organ T
E_x^i [-]	Entfernter/oder nicht kontaminierter Bruchteil des Nahrungsmittels
$F_{\text{dec}}^{r,i}$ [-]	Dekontaminationsfaktor
T_{con} [-]	Zeitraum des Verzehrs (Anzahl der Monate)

Dekontamination bei der lebensmitteltechnologischen und haushaltsmäßigen Zubereitung werden in der Regel nicht berücksichtigt und $F_{\text{dec}}^{r,i} = 1$ gesetzt.

- England (SPADE)

Das englische Programm SPADE zur Dosisberechnung beruht auf dem Multi-Kompartiment-Modell von Thorne und Coughtrey /L66/. Da die tatsächlich ablaufenden Transferprozesse in der Nahrungskette nicht im Detail bekannt sind, werden die Prozesse zwischen den Kompartimenten oder Zellen mathematisch mit Hilfe eines Satzes linearer Differentialgleichungen mit konstanten Ratenkoeffizienten dargestellt

$$\frac{d}{dt} q_i(t) = \sum_{j=1}^n \lambda_{ij} \cdot q_j(t) + I_i(t) \quad \text{für } i = 1 \dots n \quad \text{Gl. 4.1-10}$$

wobei $q_i(t)$ die Aktivität im Kompartiment i zur Zeit t bezeichnet. Mit λ_i^L , die den Systemverlust des Kompartiments i an die Umgebung beschreibt, und λ_r , dem radioaktiven Zerfall, ergibt sich

$$\lambda_{ij} = -\sum_{\substack{j=1 \\ j \neq i}}^n \lambda_{ji} - \lambda_r - \lambda_i^L \quad \text{für } i \neq j \quad \text{Gl. 4.1-11}$$

mit

$q_i(t)$ Aktivität im i -ten Kompartiment zur Zeit t

I_i Aufnahme rate in das i -te Kompartiment

λ_{ij} für $i = j$: gesamte Verlustrate des Kompartiments i

für $i \neq j$: Transferrate vom j -ten in das i -te Kompartiment

λ_i^L Verlustrate des Kompartiments i aus dem System

n Gesamtzahl der Kompartimente

In SPADE werden unter anderem folgende Vorgänge simuliert:

- Bodenmigration
- Transfer vom Boden in die Pflanze
- Kontamination der Ernte durch Resuspension und Spritzwasser vom Boden
- Rückhaltung der Deposition durch den Pflanzenbestand
- Translokation des deponierten Materials in den essbaren Teil der Pflanze
- Abwitterung von der Pflanzenoberfläche
- Nahrungs- und Bodenaufnahme durch Tiere



- Transfer über das Tier in Fleisch- und Milchprodukte
- Verteilung im Tierkörper

Thorne und Coughtry /L66/ legen ihren Betrachtungen zu Grunde, dass sich die Zusammensetzung des Bodens aus anorganischer und organischer Materie und die ablaufenden Prozesse mit der Bodentiefe ändern. Dabei wird angenommen, dass Wurzeln aus den einzelnen Bodenschichten unterschiedlich Bodenwasser aufnehmen. Im Modell wird der Boden vertikal in maximal 10 Schichten mit jeweils 3 cm Schichtdicke unterteilt. Drei Komponenten, nämlich

- organische Materie
- anorganische Materie und
- Bodenwasser (soil solution)

werden unterschieden und angenommen, dass ein Austausch zwischen diesen Komponenten stattfindet. Innerhalb jeder Schicht findet der Transfer zwischen Bodenwasser und anorganischer bzw. organischer Materie statt, so dass das Bodenwasser als Austauschmedium zwischen diesen anderen Komponenten wirkt. Programmtechnisch wird die Bodenzusammensetzung durch die Parameter Bodennutzung, Bodenart, pH-Wert und dem organischen Anteil festgelegt (siehe Kap. 4.2).

Wegen der großen Anzahl der Koeffizienten und Übergangsraten vom Boden in die Pflanze, die im Modell zu definieren wären, sowie aufgrund des Umstandes, dass nur begrenzt Daten zur Verfügung stehen, wurde das Modell parametrisiert, um die einzelnen Transferfaktoren ableiten zu können. Der Parametrisierung liegen folgende Annahmen zu Grunde:

- Die Transportrate von Schicht zu Schicht im Bodenwasser ist konstant.
- Die Transportraten von Schicht zu Schicht im an- bzw. organischen Material sowie der Austausch zwischen an- bzw. organischer Materie und Bodenwasser nehmen exponentiell mit der Tiefe ab und ist unterhalb der Grenzschichttiefe null.

Die Transferrate in die Pflanze hängt von der vorhandenen Wurzelkapazität in der Bodenschicht I ab, wobei die Absorptionsrate λ_i^{SS} vom Bodenwasser in die Wurzel durch drei Terme - plant base absorption, main root und tap root absorption – beschrieben wird.

In SPADE werden die Vorgänge in den verschiedenen Pflanzenarten mit einem einzigen vereinheitlichten Pflanzenmodell beschrieben, wobei der Transfer innerhalb der Pflanzen nicht parametrisiert ist, d.h. es werden Transferraten für alle wechselseitigen Transfers zwischen den Kompartimenten der Pflanze benötigt. Die Pflanzen werden im Modell als Zu-



sammensetzung von bis zu sechs Kompartimente abgebildet. Die Kompartimente werden folgenden Pflanzenbereichen zugeordnet

- Wurzel
- Wurzelspeicher
- Stamm
- Inneres Blatt
- Äußeres Blatt
- Korn oder Frucht

Im Gegensatz zum Pflanzenmodell wird für die Beschreibung des Metabolismus von Tieren nicht ein vereinheitlichtes Modell, sondern ein verallgemeinertes Schema mit sieben Kompartimenten verwendet. Während die Kompartimente im Pflanzenmodell eine eindeutige physiologische Zuordnung haben, werden die Kompartimente im Tiermodell je nach Element und Prozess interpretiert /L41, L66/.

- **Schweden**

In Schweden werden zur Berechnung der Dosis (stochastische) Kompartimentmodelle verwendet /L68/. Die Biosphäre wird hier in geeignete Module unterteilt, wobei hinsichtlich verschiedener Aspekte wie Ökosystem, Landnutzung oder kritischer Gruppe Homogenität angenommen wird /L69/. Der Austausch von Materie und Radionukliden zwischen den Bio-kompartimenten wird durch konstante Ratenkoeffizienten (Kinetik 1. Ordnung) ausgedrückt, d.h. für die Beziehung der Radionuklide in einem System aus n Kompartimenten gelten die Gleichungen 4.1-10 und 4.1-11 aus dem vorherigen Abschnitt. Die Modellannahmen sind in Bezug auf Transferraten und Modulabgrenzungen flexibel und können der Situation angepasst werden. Die Transferraten können zeitlich verändert werden und damit beliebige dynamische Prozesse simulieren. Bei der Verwendung der stochastischen Version werden die Parameter, z.B. Werte für die Transferkoeffizienten, mit einer Wahrscheinlichkeitsverteilung belegt und variiert. Die Parameter werden in die 3 Hauptkategorien unterteilt:

- Biologische Parameter (z.B. Wurzelaufnahme, Translokation oder Tiermetabolismus)
- Chemisch-physikalische Parameter (z.B. Flächen, Volumen, Wasserfluss) und auf
- Auf Menschen bezogene Parameter (z.B. Lebensgewohnheiten)

Mit Hilfe der probabilistischen Methoden wird der Vertrauensbereich der Ergebnisse analysiert, wobei in der Regel die biologischen Parameter den höchsten Unsicherheitsbeitrag liefern. Mit der zur Verfügung stehenden Datenbasis werden Dosisberechnungen für 30 Radionuklide durchgeführt /L68/.



- **Europäisches Modell (FARMLAND)**

Das Modell FARMLAND des Programmpakets PC-CREAM ist wie SPADE ein Kompartimentmodell und modelliert wie SPADE die o.g. Vorgänge der Aktivitätsverteilung und des Aktivitätstransfers mittels Transferraten. Grundsätzlich werden in FARMLAND die Prozesse weniger komplex als in SPADE modelliert /L10, L24, L41, L57, L66/. Die Modelle unterscheiden sich auch deutlich im modularen Aufbau. Wesentlich ist aber vor allem, dass die jeweils verwendeten Parameter wegen der unterschiedlichen Ansätze nicht ohne weiteres miteinander verglichen werden können. Im Gegensatz zu SPADE ist FARMLAND so konzipiert, dass die zeitabhängigen Transferraten aus den Gleichgewichtskonzentrationsverhältnissen abgeleitet werden können /L10, L41/. Da diese Konzentrationsverhältnisse den Transferfaktoren der Multifaktoren-Modelle entsprechen, ist auf dieser Basis der Vergleich von Modellparametern zwischen FARMLAND und der AVV möglich. Vorteil ist, dass die Parameter, die wie z.B. die Gleichgewichtskonzentrationen für Milch messbar sind und vielfach in der Literatur berichtet werden, leicht implementiert werden können. Andererseits gilt die Anwendung von FARMLAND aufgrund der Ableitung nur unter Bedingungen, die Gleichgewichtsbedingungen entsprechen. Es ist somit nicht wie SPADE für die Simulation von zeitabhängigen Vorgängen geeignet. Die Methoden und Parameter des PC-CREAM-Modells FARMLAND sind in EU-Bericht 15760 /L10/ ausführlich beschrieben und werden hier nicht weiter betrachtet.

4.1.2 Vergleich der Parameter und Eingangsdaten

- **Vergleich AVV – FOCON (Deutschland – Frankreich)**

Aktivitätstransfer in pflanzliche Produkte

Aus den Tabellen Tab. 4.1-1 und Tab. 4.1-2 sind die Unterschiede in der Aufteilung der pflanzlichen Produkte zwischen den Vorgaben der AVV /L1/ und den Defaultwerten der Bibliothek FOCON96 /L47/ zu entnehmen.

Pflanzliche Produkte ohne Blattgemüse nach AVV entsprechen Wurzelgemüse, Obst/Früchte und Getreide nach FOCON. Gras im französischen Modell entspricht den (frischen) Weidepflanzen, bei denen sofortiger Verzehr ohne Lagerung angenommen wird, Mais und Heu entsprechen den gelagerten Weide- bzw. Futterpflanzen. Die Aufnahme von Erde beim Weiden der Tiere wird nur im französischen Modell berücksichtigt.



	Ingestion Mensch				Ingestion Tier		
AVV	Blattgemüse	Pflanzliche Produkte ohne Blattgemüse			Weidepflanzen	Futterpflanzen (Lager)	
FOCON	Blattgemüse	Wurzelgemüse	Obst	Getreide	Gras	Mais	Heu
R_s	0,5	0,7	0,5	0,9	0,7	0,9	0,9
R_h	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1

Tab. 4.1-1: Vergleich zwischen AVV /L1/ und FOCON /L47/: Pflanzengruppen mit Rückhaltefaktoren zur abgelagerten Aktivität auf der Blattoberfläche nach dem französischen Modell. Entsprechende Werte sind im AVV-Modell für alle Pflanzengruppen 1 bzw. 0,3 für R_s (Anteil der Aktivität bei trockener Ablagerung) bzw. R_h (Anteil der Aktivität bei nasser Ablagerung) (siehe Kap. 4.1.1).

Die Flächentrockenmassen liegen für Ackerboden bei 280 kg/m² (AVV) und 390 kg/m² (FOCON) und für Weideboden bei 120 kg/m² (AVV) und 65 kg/m² (FOCON - Gras und Heuboden). Die Unterschiede ergeben sich aus unterschiedlich angenommenen Pflugschartiefen: 20 cm (AVV) bzw. 30 cm (FOCON) für Ackerboden und 10 cm (AVV) bzw. 5 cm (FOCON) für Weideboden.

Eingangswerte für pflanzliche Produkte		Wachstumszeit t_e [Tage]		Lagerzeit t_v bzw. D_{stock} [Tage]*		Ertrag Y^n bzw. $R_c(n)$ [kg/m ²]	
AVV	FOCON	AVV	FOCON	AVV	FOCON	AVV	FOCON
Blattgemüse	Blattgemüse	60	40	0	0	1,6	1,5
Pflanzliche Produkte ohne Blattgemüse	Obst/Früchte	60	180	60	60	2,4	2
	Wurzelgemüse		150		0		3
	Getreide		65		60		0,5
Weidepflanzen	Gras	30	42	0	0	0,85	1,5
Futterpflanzen/ Lagerfutter	Heu Mais	30	42 65	90	150 90	0,85	1,5 5

Tab. 4.1-2: Vergleich von Eingangswerten zwischen AVV /L1/ und FOCON /L47/ bei Pflanzengruppen: Erträge der Pflanzengruppen, Kontaminationszeiten während des Wachstums und Zeiten zwischen Ernte und Verzehr.* Die Monatsangaben aus FOCON wurden mit 30 Tagen pro Monat umgerechnet.

In Tab. 4.1-3 sind die Boden-Wurzel-Transferfaktoren für Pflanzen gegenübergestellt. Während in der AVV nur jeweils ein Transferfaktor pro Nuklid für Pflanzen- und Weidebewuchs in das Nahrungskettenmodell eingeht, hängt im französischen Modell der nuklidspezifische Transferfaktor von der Pflanzensorte ab.

Wurzel-Transferfaktoren [Bq/kg FM / Bq/kg TM]								
Nuklid	AVV	FOCON				AVV	FOCON	
	Pflanzen	Blattgemüse	Früchte Obst	Wurzel- gemüse	Getreide	Weide- pflanzen	Gras/Heu	Mais
Cr	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$
Mn	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$4,1 \cdot 10^{-2}$	$4,8 \cdot 10^{-2}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$	$2,6 \cdot 10^{-1}$	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$4,9 \cdot 10^{-1}$	$2,6 \cdot 10^{-1}$
Co	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$1,7 \cdot 10^{-2}$	$7,5 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$2,2 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
Zn	$3,0 \cdot 10^{-1}$	$2,8 \cdot 10^{-1}$	$1,8 \cdot 10^{-1}$	$7,4 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^0$	$3,0 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^0$
Sr	$4,0 \cdot 10^{-1}$	$2,1 \cdot 10^{-1}$	$6,0 \cdot 10^{-3}$	$6,0 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$4,0 \cdot 10^{-1}$	$2,2 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$
Nb	$1,0 \cdot 10^{-2}$							
Zr	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$
Ag	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$2,2 \cdot 10^{-5}$	$4,8 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$2,0 \cdot 10^{-1}$
Sb	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$4,8 \cdot 10^{-5}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$
Te	$2,0 \cdot 10^0$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-1}$	$4,0 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^0$	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$
I	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$3,4 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$				
Cs	$5,0 \cdot 10^{-2}$	$1,6 \cdot 10^{-2}$	$6,9 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^{-2}$	$2,2 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$	$2,6 \cdot 10^{-2}$	$2,2 \cdot 10^{-2}$
Ba	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$2,9 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$
Ce	$9,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$9,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$
Pu	$4,0 \cdot 10^{-4}$	$5,8 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$4,5 \cdot 10^{-5}$	$2,2 \cdot 10^{-5}$	$8,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$2,2 \cdot 10^{-5}$
Am	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$5,3 \cdot 10^{-5}$	$9,8 \cdot 10^{-5}$	$8,4 \cdot 10^{-5}$	$5,1 \cdot 10^{-5}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$5,1 \cdot 10^{-5}$

Tab. 4.1-3: Vergleich von Transferfaktoren Boden-Wurzel für verschiedene Radionuklide

Aktivitätstransfer in tierische Produkte

Während im deutschen Modell abdeckend nur der Verzehr von Rindfleisch und Kuhmilchprodukten angenommen wird, gehen in Frankreich auch die Expositionspfade über den Verzehr von Schweine- und Hammelfleisch- sowie Schafsmilchprodukten ein. In Tab. 4.1-4 sind die Transferfaktoren für Rindfleisch und Kuhmilch gegenübergestellt.

Transferfaktoren [d/kg]				
Element	Rindfleisch		Kuhmilch	
	AVV /L1/	FOCON /L47/	AVV /L1/	FOCON /L47/
Cr	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$
Mn	$5,0 \cdot 10^{-4}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$
Co	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$
Zn	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$
Sr	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$
Nb	$3,0 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$
Zr	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$5,0 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$
Ag	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$
Sb	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$
Te	$8,0 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$
I	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$
Cs	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$
Ba	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$	$4,0 \cdot 10^{-4}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$
Ce	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-5}$	$2,0 \cdot 10^{-5}$
Pu	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$
Am	$5,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$

Tab. 4.1-4: Vergleich von Transferfaktoren in Rindfleisch und Milch für verschiedene Radionuklide

- Vergleich AVV – SPADE (Deutschland – England)

Im Gegensatz zum FARMLAND-Modell gehen in SPADE keine Gleichgewichtsfaktoren ein. Für SPADE ist deshalb ein Parameter-Vergleich mit der AVV hinsichtlich der Transferfaktoren nicht ohne weiteres möglich. Für den Vergleich müssen die wichtigsten Transfergrößen und einige Eingangsgrößen von SPADE analysiert werden, um einen vergleichbaren Gleichgewichtswert zu erhalten. Smith et al. /L41/ geben im NRPB-Bericht M922 für 5 Radionuklide aus den SPADE-Koeffizienten abgeleitete Gleichgewichts-Aktivitätsverhältnisse für Boden – Pflanzenwurzel an, von denen 4 in Tab. 4.1-5 den Transferfaktoren der AVV gegenübergestellt werden. Die Vorgehensweise bei der Ermittlung der Werte aus SPADE können dem NRPB-Bericht /L41/ entnommen werden.



Boden-Wurzel-Transferfaktoren [Bq/kg FM / Bq/kg TM]								
Nuklid	AVV		SPADE* /L41/				AVV	
	Pflanzen	Blattgemüse	Getreide	Wurzelge- müse	Kartoffeln	Weide	Weide	
Sr	$4,0 \cdot 10^{-1}$	$2,8 \cdot 10^{-2}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$4,0 \cdot 10^{-1}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	
I	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$6,9 \cdot 10^{-4}$	$6,9 \cdot 10^{-4}$	$2,6 \cdot 10^{-4}$	$2,6 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$2,7 \cdot 10^{-3}$	
Cs	$5,0 \cdot 10^{-2}$	$4,0 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$5,5 \cdot 10^{-3}$	$5,5 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$	$4,8 \cdot 10^{-1}$	
Pu	$4,0 \cdot 10^{-4}$	$3,6 \cdot 10^{-4}$	$8,2 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$	$8,0 \cdot 10^{-5}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$	

Tab. 4.1-5: Vergleich von Transferfaktoren Ackerboden-Wurzel bzw. Weideboden-Wurzel für verschiedene Radionuklide *Vorgehensweise zur Ermittlung siehe /L41/

Es fällt auf, dass im Falle von Iod und Strontium die aus SPADE abgeleiteten Gleichgewichtstransferfaktoren zur Wurzel Aufnahme deutlich kleiner als im AVV-Modell sind. Smith et al. /L41/ haben in ihren Untersuchungen festgestellt, dass die aus SPADE abgeleiteten Boden-Wurzel-Transferfaktoren für Iod Werte darstellen, die in den von ihnen gewonnenen probabilistischen Verteilungen zur Parameterunsicherheit unter dem 5%-Perzentil liegen. Die Abweichung führen die Autoren auf die spärlich vorliegenden Daten zur Aufnahme von Iod in Wurzeln zurück.

In Tab. 4.1-6 sind aus SPADE abgeleitete Transferfaktoren in Rindfleisch und Kuhmilch /L41/ im Vergleich zu den Werten des AVV-Modells /L1/ dargestellt. Im Gegensatz zu den Boden-Pflanzen-Transferfaktoren sind die vergleichbaren Werte aus SPADE höher als in der AVV.

Zu den Eingangsgrößen der Modelle, die direkt vergleichbar sind, gehören beispielsweise Ernteerträge, Rückhaltevermögen der Pflanzen und die Verweilkonstanten in Bezug auf den Verbleib der Radionuklide auf der Vegetation. Doch auch in diesen Parametern unterscheiden sich die Verarbeitungsstrukturen der Modelle deutlich, so dass nur mit genauer Kenntnis der theoretischen Modellgrundlage von SPADE vergleichende Aussagen getroffen werden können. Einige Eingangsgrößen sind in Tab. 4.1-7 beispielhaft gegenübergestellt.

Transferfaktoren [d/kg]				
Element	Rindfleisch		Kuhmilch	
	AVV	SPADE* /L41/	AVV	SPADE* /L41/
Sr	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$2,2 \cdot 10^{-3}$
I	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$2,4 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$8,0 \cdot 10^{-3}$
Cs	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$9,4 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-2}$

Tab. 4.1-6: Vergleich von Transferfaktoren in Rindfleisch und Milch für verschiedene Radionuklide. *Vorgehensweise zur Ermittlung siehe /L41/

		Blattgemüse	Pflanzen*	Weide
AVV	Ertrag / Bewuchsdichte [kg FW / m ²]	1,6	2,4	0,85
SPADE	Ernteertrag [kg FW / m ²]	3,9	3,0	-
	Bewuchsdichte [kg FW / m ²]	3,9	0,65	3,5
	Essbarer Ertrag [kg DW / m ²]	0,8	0,3	1,3
AVV	Halbwertszeit Verbleib auf Vegetation	14 Tage		
SPADE		Nuklidabhängig: meist 8,7 – 28 Tage		

Tab. 4.1-7: Gegenüberstellung von Eingangswerten
*AVV: Sonstige Pflanzen o. Blattgemüse; *SPADE: beispielhaft Wurzelgemüse

- Methode der spezifischen Aktivität für ¹⁴C und ³H

In der nachfolgenden Tabelle 4.1.8 sind einige Gleichgewichtstransferfaktoren für ¹⁴C und ³H für Pflanzen gegenübergestellt. In der AVV wird nur zwischen Blatt- und sonstigen Pflanzen unterschieden. Die Aufnahme von ³H über Regen wird in der AVV eigens berücksichtigt.

Gleichgewichtstransferfaktoren zur Methode der spezifischen Aktivität [kg/m ³]						
	¹⁴ C			³ H*		
	AVV*	Spade	FOCON	AVV	Spade	FOCON
Blattgemüse	1000	231	267	26,6	109,9	112,5
Früchte / Obst	1000	313	533	26,6	106,1	100
Wurzelgemüse		194	533		111,1	100
Getreide		2225	2400		14,9	12,5

Tab. 4.1-8: Gegenüberstellung von Eingangswerten. * als Wasser über Luftfeuchte



4.2 Berechnung des Nuklidtransfers in der Nahrungskette

4.2.1 Das englische Programm Spade

Das englische Programm SPADE /L57/ der FSA enthält eine sehr große Zahl an Eingabemöglichkeiten. In den meisten Fällen handelt es sich um Parameter, die sich nur aus wissenschaftlichen Untersuchungen ableiten lassen. Die wesentlichen Eingabeoptionen für den Anwender sind neben der begrenzten Zahl an Radionukliden von 26 die Nahrungsgruppen (8), deren Wachstums- oder Erzeugungsperioden sowie Bodenart und -zusammensetzung. Anfang und Ende der Perioden lassen sich auf eine Minute genau festlegen. Bei den Rechnungen wurden die vorgegebenen Werte übernommen. Eingabemodifikationen hinsichtlich der Voreinstellung wurden nur im Rahmen der Vorgaben des ‚Assessment‘-Handbuch der FSA /L27/ vorgenommen. Die zu ändernden Werte bezogen sich auf die Ernte- bzw. Erzeugniserträge und die Wachstumszeit.

Mit dem Modell lassen sich verschiedene Bodenzusammensetzungen modellieren. Es können folgende Parameter gewählt werden:

- Bodennutzung
 - permanent genutztes Weideland
 - zeitweise genutztes Weideland
 - kultiviertes Ackerland
 - Garten
- Bodenart
 - Lehm
 - Sand
 - Torf
- Organischer Anteil im Boden
 - reich
 - arm
- pH-Wert
 - neutral
 - alkalisch
 - sauer

Wegen der Vielzahl an Möglichkeiten, Ackerland zu charakterisieren (pH-Wert, organischer Anteil und Bodenart) mit zum Teil geringen Ergebnisunterschieden wurde mit Ausnahme des



Anbaus von Kartoffeln, konservativ Gartenanbau unterstellt. Um den Gleichgewichtswert zu erhalten, wurden immer 20 Jahreszyklen gerechnet.

Im Programm stehen folgende Pflanzenarten zur Auswahl

- Blattgemüse
- Wurzelgemüse
- Knollengemüse
- Hülsenfrüchte
- Andere Gemüsesorten
- Baumfrüchte
- Strauchfrüchte
- Kräuter

Um Jahres- oder Mehrjahreszyklen zu beschreiben, gibt es vier Module

- wachsen (grow)
- ernten (harvest)
- brachliegen (fallow)
- pflügen (plough)

Für die Tierhaltung ist zusätzlich das Modul

- schlachten (cull)

vorgesehen. Dem Modul für die Brachezeit bezogen auf den Boden entspricht im Tiermodell das Modul der Wachstumszeit. Die übrigen Module berücksichtigen die jeweiligen zugeordneten Handlungen durch Bruchteile- oder Homogenisierungsfaktoren. Als tierische Erzeugnisse werden folgende Gruppen betrachtet

- Rindfleisch
- Lammfleisch
- Geflügel
- Eier
- Milch

Das Programm lief auf den bei uns verwendeten Betriebssystemen (MS 98, NT) nicht vollständig fehlerfrei und war sehr sensitiv bezüglich der Eingaben. Es blieben einige Fragen zur Anwendung offen. Zwei Punkte sollen deshalb erwähnt werden. Zum einen wurde festgestellt, dass bei Wiederholung des Rechenvorgangs bei identischen Eingaben zwar minimale,



aber dennoch Abweichungen in den Ergebnissen zu finden waren. Zum anderen wichen Ein- und Ausgabe beim Monatsdatum in Bezug auf die Wachstumszeit von einander ab.

4.2.2 Programm zum französischen Dosismodell

Um das französische Dosismodell zu simulieren, wurde ein Computerprogramm in der Sprache FORTRAN erstellt. Eingangsdaten /L47/ und die mathematischen Berechnungsgrundlagen /L45/ waren vorhanden. Hinsichtlich der Verwendung von Verzehrsmengen und der Erhöhung bzw. Verminderung der Aktivität in Nahrungsmitteln durch deren Verarbeitung ließen die Unterlagen Interpretationsmöglichkeiten zu /L48/. Ein Berechnungsvergleich mit dem französischen Programm FOCON war nicht möglich, da nicht wie beim Ausbreitungsprogramm Beispielrechnungen zur Verfügung standen. Wegen lizenzrechtlicher Probleme war es auch nicht möglich, das Programm FOCON zu erwerben /L34/. Es wird deshalb darauf hingewiesen, dass abweichende Ergebnisse zum französischen Programm möglich sind. Wegen der Datenvielzahl für die Erstellung des Programms wurden mit Hilfe eines Tabellenkalkulationsprogramms Zwischenergebnisse überprüft.

4.2.3 Vergleich der Nahrungskettenprogramme

Um die Ergebnisse der Nahrungskettenprogramme direkt miteinander vergleichen zu können, müssen alle Eingabegrößen übereinstimmen. Dies ist wegen der unterschiedlichen Modellstrukturen nicht bzw. nur bedingt möglich. Zudem werden die Ergebnisse vor allem durch die Wahl der Eingabewerte bestimmt, so dass der direkte Modellvergleich im Rahmen der hier interessierenden Fragestellung von untergeordneter Bedeutung ist. Deshalb soll nur beispielhaft eine Vergleichsrechnung dazu dienen, Ergebnisausrichtung und Konservativität der Programme darzulegen. Betrachtet wird der Aktivitätstransfer in Pflanzen.

Ein Kriterium, das sich bei der Anwendung der betrachteten Nahrungskettenmodelle unterscheidet, ist die Annahme über die Anteile aus trockener und nasser Ablagerung auf der Oberfläche der Pflanzen. Die Faktoren (s. Gl. 4.1-2a und Gl. 4.1-6) für das deutsche und französische Modell können der Tab. 4.1-1 entnommen werden und zeigen die unterschiedliche Gewichtung für trockene und nasse Ablagerung. Dieser Aspekt geht bei der Anwendung von SPADE nicht bzw. nur intern ein. In SPADE wird nur eine Ablagerungsrate (und die Aktivitätskonzentration in Luft) eingegeben.

Für den Vergleich der Programme mit der Berechnung der Aktivitätskonzentration in Pflanzen werden die Oberflächenrückhaltefaktoren zur Normierung auf eins gesetzt und 1 Bq/s·m² als ganzjährige Belegungsrate festgelegt. Die ermittelten Aktivitätskonzentrationen, die der Tabelle Tab. 4.2-1 entnommen werden können, stimmen für Blattgemüse sehr gut überein. Etwas größere Abweichungen ergeben sich im Falle anderer Pflanzen- bzw. Gemüsesorten, wobei in der AVV nicht, wie bei SPADE und FOCON der Fall, zwischen verschiedenen Pflanzensorten unterschieden wird.

Betrachtet man nun beispielsweise den Fall „Washout“, d.h. die Ablagerung ausschließlich nass mit Berücksichtigung der in der AVV und FOCON vorgegebenen Rückhaltefaktoren, so erniedrigen sich die Werte der Tab. 4.2-1 auf fast 30% bei der AVV-Methode und auf fast 10 % bei FOCON. Dies zeigt, dass in der Berechnung von Ingestionsdosen die englische Vorgehensweise einen relativ konservativen Ansatz wählt.

Nuklid	Aktivitätskonzentration [Bq/kg]							
	Blattgemüse			Wurzelgemüse ²		Pflanzen ¹	Früchte ²	
	SPADE	FOCON	AVV	SPADE	FOCON	AVV	SPADE	FOCON
		R _s =R _n =1	f _w =1		R _s =R _n =1	f _w =1		R _s =R _n =1
⁸⁹ Sr	7,3 · 10 ⁵	8,4 · 10 ⁵	8,5 · 10 ⁵	7,1 · 10 ³	2,5 · 10 ⁵	2,4 · 10 ⁵	2,3 · 10 ⁵	1,4 · 10 ⁴
⁹⁰ Sr	1,2 · 10 ⁶	1,4 · 10 ⁶	1,8 · 10 ⁶	1,0 · 10 ⁵	1,2 · 10 ⁵	6,9 · 10 ⁵	1,4 · 10 ⁶	3,0 · 10 ⁴
¹²⁹ I	1,3 · 10 ⁶	7,8 · 10 ⁵	1,1 · 10 ⁶	1,4 · 10 ⁵	6,9 · 10 ⁵	6,9 · 10 ⁵	1,8 · 10 ⁶	1,2 · 10 ⁵
¹³¹ I	2,0 · 10 ⁵	3,5 · 10 ⁵	4,0 · 10 ⁵	6,8 · 10 ²	5,5 · 10 ³	1,5 · 10 ³	8,1 · 10 ³	1,3 · 10 ³
¹³⁴ Cs	1,2 · 10 ⁶	1,3 · 10 ⁶	1,0 · 10 ⁶	5,4 · 10 ⁴	9,9 · 10 ⁴	6,5 · 10 ⁵	1,6 · 10 ⁶	3,0 · 10 ⁴
¹³⁷ Cs	1,2 · 10 ⁶	1,4 · 10 ⁶	1,2 · 10 ⁶	1,0 · 10 ⁵	1,3 · 10 ⁵	6,9 · 10 ⁵	1,4 · 10 ⁶	3,4 · 10 ⁶
Pu ³	3,9 · 10 ⁵	1,0 · 10 ⁶	1,0 · 10 ⁶	2,5 · 10 ⁵	6,9 · 10 ⁵	6,9 · 10 ⁵	1,2 · 10 ⁴	1,7 · 10 ⁴

Tab. 4.2-1 : Vergleich von Aktivitätskonzentrationen in Pflanzen, die mit einer Belegungsrate von 1 Bq/sm² von den verschiedenen Programmen ermittelt werden.

¹ gilt für sonstige Pflanzen außer Blattgemüse

² Vergleichswert AVV unter Pflanzen

³ Verschiedene Isotope



5 Vorgehen bei der Ermittlung der Exposition der Bevölkerung

5.1 Emission und Quellterme

- Deutschland

Um die aus der bestimmungsgemäßen Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft bedingte Strahlenexposition zu ermitteln, sind die jährlichen radionuklidspezifischen Aktivitätsabgaberraten erforderlich. Im Rahmen der Genehmigung werden in Deutschland Grenzwerte vorgeschrieben, die üblicherweise die maximale Jahresaktivitätsableitung von Radioiod, Tritium und von jeweils der Summe der radioaktiven Edelgase und der Aerosole festlegen. Diese festgelegten Höchstwerte werden für die prognostische Berechnung der Dosis herangezogen. Für die zu verwendende Nuklidzusammensetzung des Quellterms ist in der AVV /L1/ ein aus anlagenspezifischen Daten und Messungen abgeleitetes, radiologisch abdeckendes Gemisch angegeben, welches aber durch anlagenspezifische Daten ersetzt werden kann. Hinsichtlich der Strahlenexposition durch Inhalation wird in der Regel die jeweils ungünstigste Lungenabsorptionsklasse der Radionuklide angenommen. Beim Iod ist nach AVV /L1/ zwischen elementarem Iod, organischem und aerosolförmigem Iod zu unterscheiden.

- England

Wie in Deutschland wird in England für prognostische Dosisabschätzungen die Ableitung aller festgelegten Nuklide oder Nuklidgruppen zu 100 % des jeweils höchstzulässigen Wertes unterstellt /L44/. Ferner werden Annahmen über Nuklidemissionen getroffen, die nicht unter festgelegte Grenzwerte fallen. Bei Fehlen anlagenspezifischer Informationen werden in der Regel Nuklide zu Grunde gelegt, die zur höchsten Dosis führen, beispielsweise sollen gemäß /L27/ unspezifizierte β -Strahler als ^{137}Cs modelliert und unspezifizierte α -Strahler als ^{239}Pu modelliert werden.

Die Berechnungen sollen die Nuklidemissionen in Bezug auf die chemische Form möglichst richtig modellieren. Insbesondere die chemische Form von emittiertem Iod und Schwefel soll bekannt sein, da die Depositionsgeschwindigkeiten von Iod und Schwefel sowie die Aufnahme von Iod in die Pflanze wesentlich von der jeweiligen chemischen Form abhängen /L27/. Falls keine Informationen zu den Lungenabsorptionsklassen der zu betrachtenden Nuklide verfügbar sind, existieren für eine Reihe von Nukliden Vorgaben. Beispielsweise ist die vorgegebene Einstufung für Iod und Cäsium die Lungenabsorptionsklasse F.



- **Frankreich**

Detaillierte Vorgaben zur Ermittlung des Quellterms für prognostische Dosisabschätzungen konnten nicht in Erfahrung gebracht werden. Da in Frankreich retrospektive Berechnungen im Vordergrund stehen, ist die Vorgehensweise wahrscheinlich auch nicht in dem Umfang wie in Deutschland und England festgelegt. Gemäß /L35/ werden die jährlich genehmigten Ableitungsgrenzwerte herangezogen, wobei die Grenzwertfestlegungen für die einzelnen Kernkraftwerke unterschiedlich sind (Details siehe /L53/). Hinsichtlich der Depositionsgeschwindigkeiten in Bezug auf Iod wird nicht unterschieden /L35/. Somit ist davon auszugehen, dass eine Unterteilung der Iodemission, wie sie in Deutschland oder England vorgenommen wird, nicht vorgesehen ist.

5.2 Bezugspersonen und Referenzorte

Zur Abschätzung der Exposition der Bevölkerung infolge der Emission radioaktiver Stoffe über die Fortluft sind Annahmen

- über die betroffenen Bezugspersonen (critical group u.a.)
- über den Aufenthaltsort (determining habitation)
- wo Nahrung angebaut und kontaminiert wird (reference location)
- über die Expositionspfade, die gleichzeitig in Betracht kommen
- über die Rahmenbedingungen der Exposition (z.B. Aufenthaltsdauer, Nahrungsmittelkonsum)
- über Vorbelastungen

zu treffen.

In Deutschland, England und Frankreich wird die Ermittlung der Exposition über den Ansatz der kritischen Gruppe (critical group) verfolgt. Die Konzepte haben sich jedoch unterschiedlich entwickelt. Während in Deutschland die Festlegungen zum Aufenthaltsort, Verhalten und zu den Ernährungsgewohnheiten der Bezugspersonen sehr konservativ gewählt wird und allgemein als unwahrscheinlich gelten, folgen Frankreich und England bei ihren Festlegungen zur kritischen Gruppe mehr der Sichtweise der ICRP, die der kritischen Gruppe einen realen Personenkreis mit möglicherweise extremen, aber nicht unwahrscheinlichen Eigenschaften zuordnet.



In ihrer Veröffentlichung ICRP 26 (1977) § 85 /L61/ hat die ICRP die critical group als den Personenkreis definiert, der diejenigen Einzelpersonen in der Bevölkerung repräsentiert, bei denen man die höchste Strahlenbelastung erwartet. Dabei sollen alle möglichen Pfade betrachtet werden und die Gruppe hinsichtlich bestimmter Parameter wie z.B. Alter möglichst homogen sein (s.a. ICRP 43 (1985) §15, §66, §67, §68, §69 /L62/ und ICRP 81 (1998) §27, §43, §44, §46 /L63/).

- **Deutschland**

Gemäß ICRP 43 (1985) §67 /L62/ ist es unter Umständen sinnvoll eine hypothetische Einzelperson als kritische Gruppe zu definieren, insbesondere dann, wenn die Charakterisierung des Personenkreises im Detail nicht möglich ist oder zukünftige Entwicklungen nicht abschätzbar sind. Diesen Grundsatz verfolgt Deutschland mit der oben genannten Einschränkung durch die Festlegung der Referenzpersonen. Aufenthalt der Referenzpersonen und Erzeugungsgebiet aller konsumierten Nahrungsmittel liegen an den Orten der höchsten Exposition. Alle Expositionspfade werden betrachtet und aufsummiert. Die Strahlendosis wird für sechs Altersgruppen ermittelt. Neben der effektiven Dosis werden Organäquivalentdosen betrachtet. Im Allgemeinen wird angenommen, dass sich die Referenzperson zu 100 % außerhalb von Gebäuden aufhält. Den Berechnungen liegen die genehmigten Ableitungsgrenzwerte zugrunde.

- **England**

Die Vorgehensweise der Food Standard Agency (FSA) bei der Dosisermittlung hat sich in letzter Zeit insbesondere im Hinblick auf die Exposition durch kontaminierte Nahrung verändert /L43, L44, L51, L64/. Zunehmend basieren die Annahmen der FSA zur Aufnahme und Produktion von Nahrungsmitteln auf standortspezifisch erhobenen Daten mit einem Umfragebereich von bis zu 5 km um die Anlage mit Priorität der Nahrungsmittelproduktion innerhalb eines 3 km-Radius. Ferner werden zwei unterschiedliche Dosisvorhersagen getroffen. Es werden eine potentiell mögliche Dosis (possible dose) und eine wahrscheinliche Dosis (probable dose) definiert, wobei im Zusammenhang mit Genehmigungen nur die potentiell mögliche Dosis von Interesse ist. Es wird an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass derzeit die Vorgehensweise der FSA in England diskutiert und mit anderen Methoden verglichen wird /L52/. Es wurde hierzu ein Unterausschuss der NDAWG (National Dose Assessment Working Group) gebildet, der sich unter anderem mit den impliziten Annahmen des lokalen



Lebensmittelkonsums befasst. Angesichts der laufenden Entwicklung stehen deshalb nur wenig aktuelle Informationen für das Vergleichsprojekt zur Verfügung.

In ihrem „Assessment“-Handbuch /L27/ definiert die FSA die kritische Gruppe als eine hypothetische Gruppe, die keinen Bezug zu existierenden Einzelpersonen aufweisen muss. Die Dosisabschätzung basiert zwar auf beobachteten Lebensgewohnheiten, zukünftige Änderungen, wie z.B. die mögliche Kultivierung von brach liegendem Land, werden aber auch mit ins Kalkül gezogen /L64/. Die für die Genehmigung von Anlagen abgeschätzte Dosis soll eine obere Grenze darstellen und höher sein als die reale Dosis der existierenden kritischen Gruppe. Zur Berechnung wird angenommen, dass 100 % der beabsichtigten Emissionsgrenzen ausgeschöpft werden. Der Aufenthaltsort der kritischen Gruppe (determining habitation) sind die der Anlage am nächsten befindlichen, tatsächlich existierenden, Gebäude, die bewohnbar sind. Dort wird die externe Strahlenexposition inklusive Inhalation bestimmt. Dabei wird angenommen, dass sich die Personen zur Hälfte oder überwiegend in den Gebäuden aufhalten (s. Tab. 5.2-1). Für Vorhersagen wird angenommen, dass die Bewohner der „determining habitation“ während ihres Aufenthalt in der „determining habitation“ solche lokalen Produkte konsumieren, die am Ort der höchsten Einwirkung gewonnen werden /L27, L44, L51, L64/.

In der Regel werden 2 kritische Gruppen definiert. Die eine Gruppe steht für die Inlandbewohner, die andere für Bewohner der Küstenregionen. Farmer und Fischer stellen die typischen erwachsenen Vertreter der beiden Gruppen dar. Letztere Kategorie wird im Folgenden nicht weiter betrachtet. Es kann vorkommen, dass eine kombinierte Gruppe existiert, die Nahrung aus der Landwirtschaft und aus dem Meer bezieht. Dann werden beide Pfade betrachtet werden. Während die NRPB unwahrscheinliche Pfadkombinationen bei ihren Berechnungen ausschließt, kombiniert die FSA eher solche Pfade /L64/. Ein Beispiel ist das 1-jährige Kind, das sowohl viel Milch trinkt, als auch sich längere Zeit auf Sediment (z.B. am Strand) aufhält. Die FSA betrachtet derzeit vier Altersgruppen (1, 10 und 15 jährige, Erwachsene) /L27/. Da im Gegensatz dazu die NRPB neben vier Altersgruppen bei Erfordernis auch das 3 Monate alte Kind in die Untersuchung mit einbezieht, hat die FSA angekündigt, zukünftig, wenn notwendig, den 3 Monate alten Säugling mit in ihre Betrachtung aufzunehmen /L64/.

Bei der Berechnung der Ingestionsdosis werden im ersten Schritt die lokalen Nahrungsgruppen betrachtet. Für die Inlandbewohner werden die „terrestrial food groups“ ermittelt. Die



Auswahl basiert auf der momentan vorliegenden Anbaupraxis und potentiellen Produktionsmöglichkeiten. Meist werden Blattgemüse, Wurzelgemüse, Kartoffeln, sonstiges Gemüse, Hülsenfrüchte, Gartenfrüchte, Milch, Rind-, Lamm- und Geflügelfleisch sowie Eier mit in die Abschätzung einbezogen. Die Informationen werden aus Vororterkundungen und lokalen Behördenkenntnissen gewonnen. Für den Ort der Nahrungsgewinnung (reference location) wird ebenfalls angenommen, dass 100% der erlaubten Emissionswerte ausgeschöpft werden. Bei der Festlegung des reference location muss die Voraussetzung gegeben sein, dass ausreichend Fläche für Viehzucht und Landwirtschaft vorhanden ist, um den gesamten Umfang der betrachteten pflanzlichen Nahrungsmittel zu ernten. Um dies zu gewährleisten, wird ein Referenzort festgelegt, der mindestens 100 m von der Anlage entfernt ist, auch wenn eine anlagennähere Produktion vorliegt. Wenn geeignetes Gelände zur Landwirtschaft vorhanden ist, wird die Nutzung unterstellt und davon ausgegangen, dass ein Großteil der Nahrung lokal gewonnen wird (Farmer). Existiert kein geeignetes Gelände um das Kraftwerk, werden die Annahmen zu Ackerbau und Viehzucht entsprechend variiert bzw. reduziert /L27, L44, L51, L64/.

Aus regionalen Umfragen werden die Ernährungsgewohnheiten einzelner Personen ermittelt und über die berechnete Aktivitätskonzentration in der Nahrung die personenbezogene Dosis für jede Nahrungsmittelgruppe bestimmt. Die Dosen aus den Nahrungsmittelgruppen werden personenbezogen summiert. Aus der so gewonnenen Dosisverteilung in der Bevölkerung wird das 97,5%-Perzentil als „possible dose“ der kritischen Gruppe verwendet /L44/.

- **Frankreich**

Aus Frankreich liegen nur wenig konkrete Vorgaben zur Ermittlung der Referenz- bzw. Bezugsgruppe vor. Generell werden zunächst Lebensweise, Demographie und Wohnumgebung der Bevölkerung charakterisiert, um den Personenkreis herauszufinden, der die höchste Dosis erhält /L50, L53/). Grundlage hierfür bilden Erhebungen zur Landwirtschaft, Siedlungsstruktur und spezielle Umfragen. Nach französischer Auffassung kann es mehrere Bezugsgruppen, z.B. ähnlich wie in England Fischer und Bauern, geben, die jeweils repräsentativ die höchste Dosis durch einen Belastungspfad aufweisen. Daneben können weitere Gruppen „groupes témoin“ definiert werden, die jeweils die höchste Dosis aus der Gesamtheit der übrigen Pfade erhalten. Die Dosis soll möglichst realistisch abgeschätzt werden. Dementsprechend werden als Referenz- bzw. Bezugsperson keine hypothetischen Einzelpersonen wie in Deutschland oder Kleingruppen, sondern immer eine größere Zahl an Personen zugrundegelegt. Auf Grund der zur Verfügung stehenden Informationen ist davon



auszugehen, dass häufig ein Teil der Bewohner eines dem KKW naheliegenden Dorfes betrachtet wird, wobei die Bezugsbevölkerung nach den oben genannten Kriterien nicht unbedingt im nächstgelegenen Dorf zu finden sind. Teils werden auch Gruppen von besonderem Interesse betrachtet. Dies können beispielweise Kinder sein, wenn sie nicht gerade die Bezugsbevölkerung darstellen. Da in den vorliegenden Unterlagen keine Koeffizienten oder Daten für nicht erwachsene Personen zu finden sind, ist zu vermuten, dass die Betrachtung jüngerer Altersgruppen hinsichtlich der rechnerischen Abschätzung radioaktiver Strahlenexpositionen von untergeordneter Bedeutung ist. Neben der effektiven Dosis werden die Organäquivalentdosen von Schilddrüse, Knochenmark und Magen-Darmtrakt errechnet. Zum Auffinden des Referenzraumes (reference space) wird der Bereich um die Anlage, basierend auf der lokalen meteorologischen Situation (z.B. Windrose), in verschiedene durch die Emission beeinflusste Zonen unterteilt. Im Wesentlichen gibt es eine Haupt- und Nebenzone sowie Zonen ohne nennenswerte Beeinflussung /L50, L65/.

Informationen über Verzehrsgewohnheiten und Nahrungsmittelgewinnung durch Viehzucht und Ackerbau werden aus Vor-Ort-Informationen abgeleitet /L50, L65/. Ferner wird davon ausgegangen, dass die gesamte Nahrung lokalen Ursprungs ist.

Tabelle 5.2-1 fasst die Ansätze zur Vorgehensweise bei der Dosisabschätzung stichpunktartig zusammen.

	England	Frankreich	Deutschland
Bezugsgruppe (Festland)	„Farmer“	„Dorfbewohner“*	Referenzpersonen
Referenzaufenthaltort	nächst gelegene bewohnbare Häuser	nächst gelegene Ansiedlungen	Ort höchster Exposition
Referenzort zur Nahrungsmittelerzeugung	potenziell nutzbare Produktionsorte, Entfernung ≥ 100 m	realistischer Gewinnungsort	Ort höchster Exposition
Altersgruppen	4 (+1)	1	6
Dosis	effektiv	effektiv 3 Organe	effektiv alle Organe
Verzehrraten	standortspez. 97,5 %-Perzentil	über Mittelwert liegend	National 95 %-Perzentil

Tab. 5.2-1: Prinzipielle Ansätze zur Dosisermittlung im Vergleich

* eine der Bezugsgruppen



5.3 Verhalten und Ernährungsgewohnheiten der Bezugspersonen

- Externe Exposition

In England wie in Frankreich werden bei der Berechnung der Dosis durch externe Strahlung von der Wolke oder vom Boden mittels „location factors“ Abschirmungseffekte bei Aufenthalt in Gebäuden berücksichtigt /L27, L50/. Hingegen wird die Reduzierung der Exposition durch γ -Bodenstrahlung infolge der Migration von Nukliden in den Boden nur in Deutschland angenommen /L1/. Die Faktoren sind in Tab. 5.3-1 aufgeführt.

Anwendung	Faktoren „Wolkenstrahlung“			Faktoren „Bodenstrahlung“		
	D	UK	F	D	UK	F
Innenraum allgemein	-	0,2	0,1	-	0,1	0,1
Im Freien allgemein	1,0	0,5/1,0	1,0	0,5	1,0	1,0
Innenraum Hochhaus	-	0,07	-	-	0,01	k.A.
Im Freien Stadtbezirk	-	0,7	-	-	1,0	k.A.
Aufenthalt Innenraum ¹⁾	0 %	50% (90%)	50 %	0 %	50% (90%)	50 %
Aufenthalt Referenzort ²⁾	100 %	50% *	50 %	100 %	50% *	50 %

Tab. 5.3-1: Reduktionsfaktoren für γ -Wolken- und γ -Bodenstrahlung
Die in Klammer stehenden Werte gelten für Kinder. * ohne Sedimentaufenthalt

- Inhalation

Die Atemrate von $2,6 \cdot 10^{-4}$ m³/s für Erwachsene nach der AVV wird in Frankreich ebenfalls verwendet /L35/. Die FSA nimmt den Wert $2,3 \cdot 10^{-4}$ m³/s, für Kinder und Jugendliche hingegen sind die Atemraten identisch mit denen der AVV.

Bei Unkenntnis über die chemische Form der Radionuklide wird in Deutschland und Frankreich üblicherweise konservativ die ungünstigste Lungenabsorptionsklasse verwendet, während in England für einige Nuklide Absorptionsklassen vorgegeben sind.

- Nahrungsmittelkonsum

Deutschland

In Deutschland werden die mittleren jährlichen Verzehrsmengen aus einer für die BRD gültigen Untersuchung herangezogen und mit Faktoren multipliziert, die rechnerisch jeweils das 95 %-Perzentil des Verzehrs ergeben. Dieses Verfahren wird für jede Altersgruppe angewandt und ergibt die Verzehrsmengen der Referenzpersonen. In der Gruppe Fleisch wird konservativ abdeckend für den gesamten Fleischkonsum nur Rindfleisch betrachtet. In Tab.



5.3-3 sind die mittleren Verzehrswerten und die Verzehrswerten für die erwachsene Referenzperson gelistet und den jeweiligen Verzehrswerten in den anderen Staaten gegenübergestellt.

England

Die Vorgehensweise der FSA, regional Verzehrsgewohnheiten zu erheben, ist neu und unterscheidet sich vom Vorgehen der früheren Genehmigungsbehörde Ministry of Agriculture, Fisheries and Foods (MAFF). Entsprechend liegen, wie bereits in Kap. 5.2 erläutert, auch keine Informationen über die aktuell verwendeten lokalen Verzehr- und Produktionsmengen vor. Es gibt verschiedene Hinweise darüber, wie beispielsweise im „Assessment“-Handbuch der MAFF /L51/, jedoch kein kompletter und zugänglicher Datensatz. Im Handbuch der MAFF /L51/ werden neben den Verzehrswerten auch die aus Untersuchungen ermittelten Anteile lokaler Nahrungsmittelproduktion in bezug auf drei Bereiche um Kraftwerksanlagen angegeben. Dabei wird unterschieden zwischen den Bereichen reference location, KKW-nahe Orte und KKW-entfernte Orte.

Eine Gewichtung mit diesen Faktoren wird aber für die Vergleichsrechnungen nicht vorgenommen. Da die Untersuchungen der MAFF ergeben haben, dass der überwiegende Teil der Verbraucher ein bis drei Nahrungsmittelgruppen über dem Durchschnitt (97,5%-Perzentil) verzehrt, wird für den Vergleich in Ermangelung von aktuellen Daten die bisherige Top 2 Methode der MAFF zugrunde gelegt. Hier wird von zwei konservativ ausgewählten Nahrungsmittelgruppen das 97,5%-Perzentil und für die darüber hinaus zu betrachtenden Nahrungsgruppen die Mittelwerte genommen. Sehr wahrscheinlich ist die Top 2-Methode auch ein Ergebnis der lokalen Erhebungen. Die Verzehrswerten sind aus Tab. 5.3-2 ersichtlich /L51, L43/. Die zu betrachtenden Nahrungsgruppen sind im „Assessment“-Handbuch /L27/ aufgeführt.



Verzehrsraten [kg/a]	Kleinkind		10-Jähriger		15-Jähriger		Erwachsener	
	Mittel	97,5 %	Mittel	97,5 %	Mittel	97,5 %	Mittel	97,5 %
Blattgemüse	3,5	10	6,0	20	9	25	15	45
Wurzelgemüse	5,0	15	6,0	20	7,5	20	10	40
Kartoffeln	10	35	45	85	60	130	50	120
Sonst. Gemüse	3,0	10	8,0	25	10	30	20	50
Früchte	9	35	15	50	15	50	20	75
Rindfleisch	3,0	10	15	30	15	35	15	45
Lammfleisch	0,8	3,0	4,0	10	5,5	15	8,0	25
Geflügel	2,0	5,5	5,5	15	6,5	20	10	30
Eier	5,0	15	6,5	20	7	25	8,5	25
Milch	130	320	110	240	110	260	95	240

Tab. 5.3-2: Jährliche Verzehrsmengen England nach MAFF /L51/

Frankreich

Aus Frankreich liegen uns die mittleren Verzehrsmengen von Erwachsenen für die Bezirke „Zones Economiques d'Aménagement du Territoire (ZEAT)“ und Gesamtfrankreich sowie die vom ISPN verwendeten Verzehrsmengen vor /L48/. Die Ausgangswerte zum Handbuch des Programmpakets FOCON /L47/ entsprechen den mittleren Verzehrsmengen in Frankreich. Für die Vergleichsrechnungen wurden die Verzehrsmengen herangezogen, die das ISPN zugrunde legt /L48/. Die Verzehrsmengen sind in der Vergleichstabelle 5.3-3 gelistet. Im Hinblick auf Milchprodukte werden Bearbeitungsschritte in der Nahrungsmittelaufbereitung durch entsprechende Transferkoeffizienten berücksichtigt. Abhängig von der Mobilität des betrachteten Radionuklids kann der Bearbeitungsschritt zu einer Erhöhung oder zu einer Erniedrigung der Aktivitätskonzentration führen /L48/.



Nahrungsgruppe	Mittlere Verzehrsmengen [kg/a]			Verzehrsmengen kritische Gruppe* [kg/a]		
	D	UK	F	D (AVV)	UK (MAFF) ¹	F (IPSN)
Blattgemüse	13	15	20	39	45	36
Wurzelgemüse	55	10	41	165	40	104
Kartoffeln		50			120	
Sonst. Gemüse	40	20	-	120	50	-
Früchte / Obst	35	20	74	105	75	133
Getreide/-produkte	110	-	55	220	-	80
Rindfleisch	90	15	19	180	45	32
Lammfleisch		8	7		25	4
Schweinefleisch		-	24		-	35
Geflügel		10	20		30	18
Eier		8,5	8		25	16
Milch/Milchprodukte	130	95	103	390	240	135
Wein(-produkte)	-	-	38	-	-	118

Tab. 5.3-3: Verzehrsmengen im Vergleich *für Erwachsene
¹ 97,5%-Perzentil 2 Nahrungsmittelgruppen, übrige mittlere Verzehrsmengen

Schweden

Wie bereits dargelegt, wird nach den uns vorliegenden Informationen in Schweden ein stochastisches Kompartimentmodell eingesetzt /L68/. In solche Modelle gehen eigentlich Verzehrsmengenverteilungen ein. Gemäß /L72/ werden die Dosen für die hypothetische kritische Gruppe jedoch auf Basis „hoher“ Verzehrsmengen lokal produzierter Nahrungsmittel abgeschätzt. Die in Tab. 5.3-4 beispielhaft aufgeführten Verzehrsmengen für Schweden wurden /L73/ entnommen. Die Wertebereiche (min. – max.) sind aus /L71/.

Nahrungsmittel	Verzehrsmengen Erwachsener - Schweden [kg/a]		
	Kritische Gruppe	Minimum	Maximum
Wurzelgemüse	74	5	400
Früchte	82	-	-
Blattgemüse	35	25	80
Milch	372	20	400

Tab.: 5.3-4: Verzehrsmengen für kritische Gruppe /L73/; Wertebereiche siehe /L71/.



6 Vergleichende Berechnung der Strahlenexposition bei Ableitung mit Luft anhand des Beispiels KKW Standort Brokdorf (KBR)

6.1 Randbedingungen und Entfernungsgrößen

6.1.1. Auswahlbegründung

Im Folgenden werden beispielhaft Vergleichsrechnungen mit den Randbedingungen eines deutschen Standortes durchgeführt. Wie aus den vorangegangenen Kapiteln hervorgeht, werden zur Ausbreitungsberechnung Varianten des Gauß'schen Ausbreitungsmodells zu Grunde gelegt, wobei die Umgebungsbedingungen die Anwendung des Gaußmodells näherungsweise zulassen müssen. In allen Ländern wird bei komplexen orographischen Gegebenheiten die einfache Gaußausbreitung nicht oder in einer veränderten Weise angewendet. Die Berechnung der Ausbreitung in diesen Fällen erfolgt länder- und standortspezifisch und ist ungeeignet für einen prinzipiellen Vergleich. Aus diesem Grund wurde ein deutscher Standort ausgewählt, bei dem die Voraussetzungen zur Anwendung der Gauß'schen Ausbreitung näherungsweise gegeben sind und sich die Randbedingungen wie Emissionshöhe, Geländestruktur etc. nicht zu sehr von Gegebenheiten in den anderen Ländern unterscheiden. Dabei sollte auch wegen der Anwendungsbeschränkung bei PC-CREAM die effektive Emissionshöhe von 100 m nicht überschritten werden. Ein weiterer Aspekt bei der Auswahl des Standorts war, dass sich Sommer- und Winterhalbjahr in Bezug auf die Niederschlagsstatistik ähneln, um damit den Vergleich in der Darstellung zu vereinfachen.

In Abb. 6.1-1 sind für verschiedene deutsche KKW schematisch die Kaminhöhen, Kühlturmhöhen und der maximale Geländeanstieg in der für die Ausbreitungsrechnung relevanten Umgebung der KKW's dargestellt /L25, L38/. Unter den o.g. Aspekten kommen die Standorte Stade, Unterweser, Brunsbüttel und Brokdorf in Betracht. Stade wird diskontinuierlich betrieben, Brunsbüttel liegt untypisch für deutsche KKW küstennah und der Fortluftkamin ist etwas höher als 100 m. Insgesamt erscheinen deshalb die Standortgegebenheiten der KKW's Brokdorf und Unterweser für eine vergleichende Anwendung der Modelle geeignet. Ausgewählt wurde der Standort des KKW Brokdorf (KBR). Die ebene Orographie bei mittleren Gebäudehöhen in der Anlage von ca. 46 m /L38/ und die Kaminhöhe von knapp unter 100 m (99,5) werden den zugrundeliegenden Modellannahmen gerecht. Eine 10-jährige meteorologische Zeitreihe wurde vom BfS /L29/ zur Verfügung gestellt, um die entsprechenden meteorologischen Eingangsparameter ableiten zu können. Berechnungsunterschiede in Bezug auf die Verwendung einer Ganzjahresstatistik oder Verwendung von Sommer- und



Ganzjahresstatistik wirken sich im Hinblick auf die hier interessierenden Fragestellungen nur unwesentlich aus. Die genehmigungsrechtliche Situation kann dem Bericht über die Zusammenstellung der Genehmigungswerte des BfS /L30/ entnommen werden. Die örtlichen Gegebenheiten wurden, soweit von Interesse, angefragt /L31, L67/ oder aus vorhandenen offiziellen Quellen entnommen (z.B. /L68/).

Aus der meteorologischen Zeitreihe wurde eine 3-parametrig und 4-parametrig Statistik erstellt, wobei beide Statistiken für die Berechnung nach AVV /L1/ zugunsten der allgemeinen Vergleichbarkeit verwendet wurden. Auf eine Differenzierung der Ergebnisse zwischen der 3- und 4-parametrig Statistik wird nicht eingegangen, da dies im vorliegenden Fall nicht relevant ist.

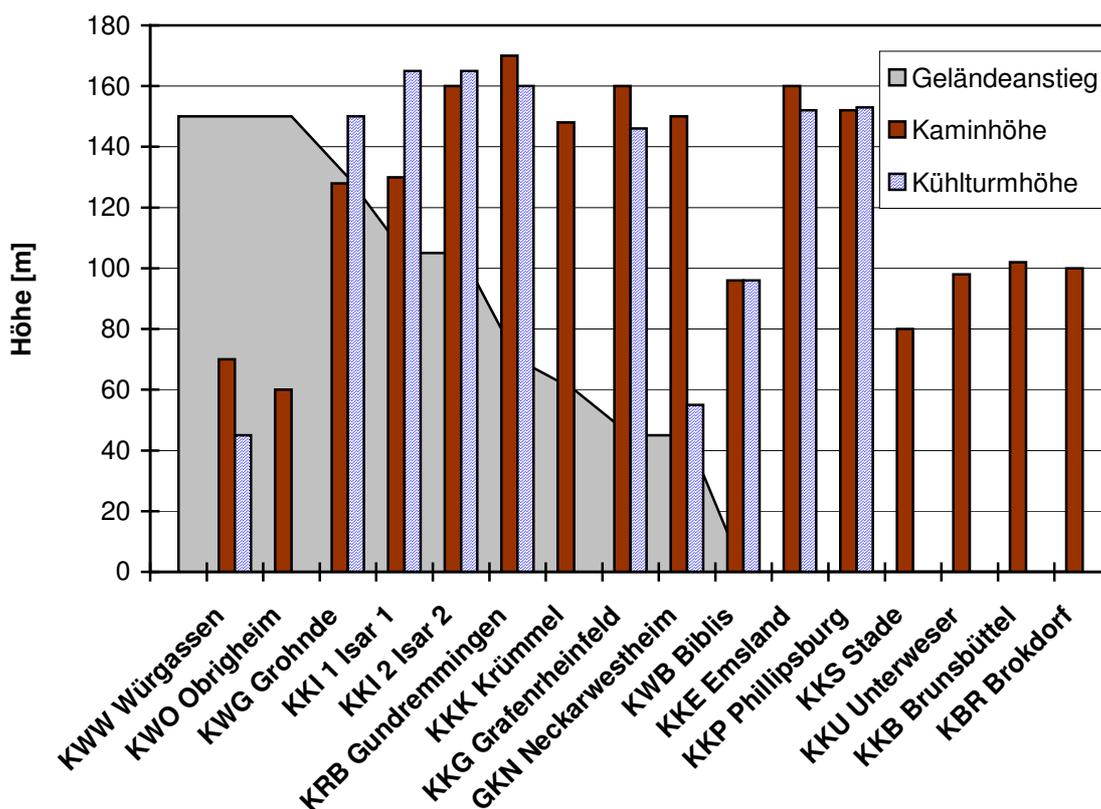


Abb. 6.1-1: Vergleich der Kaminhöhen von deutschen Kernkraftwerken mit Kühlturmhöhen am jeweiligen Standort und den maximalen Höhen von Geländeerhebungen in der Umgebung der jeweiligen Kraftwerke



Die standortspezifischen Parameter für das englische und französische Ausbreitungsmodell wurden aus der vorhandenen Zeitreihe abgeleitet. Dies bedeutet, dass sich die Vorgehensweise im Rahmen des Vergleichs von den Anwendungen in England und Frankreich in Bezug auf die standortspezifische Meteorologie unterscheidet, da die Meteorologie in diesen Ländern länderspezifisch und standortspezifisch in anderer Art und Umfang vorliegt (siehe Kap. 3).

6.1.2. Standortdaten und Modellparameter

Die Anlage und Umgebung des KKW Brokdorf sowie die Meteorologie können für die Modellrechnungen durch die Kennzahlen in Tab. 6.1-1 beschrieben werden. Dabei fällt auf, dass sich die Länge der Trocken- und Niederschlagsperioden in Vergleich zu den englischen Angaben 60 h bzw. 6 h erheblich unterscheiden. Dies ist unter anderem auf die zeitliche Auflösung der vorliegenden meteorologischen Zeitreihe von 10 min zurückzuführen. Die verwendeten Modellparameter sind in Tabelle Tab. 6.1-2 gelistet.

Kaminhöhe:	100 m
Mittlere Gebäudehöhen:	46 m
Höchstes Gebäude:	63 m
Rauhigkeit der Umgebung:	0,2 m (0,15 m – 0,25 m)
Regenrate:	753 mm/a (Gesamtjahr), 796 mm/a (Sommer)
Mittlere Dauer Trockenperiode:	9,2 h
Mittlere Dauer Regenperiode:	0,53 h
Proz. Anteil der Regenperiode:	5,5 %
Mittlere Regenrate:	1,6 mm/h
Max. Regenhäufigkeit im Sektor:	21,3 % (Gesamtjahr) , 20,3 % (Sommer)
Mittlere Windgeschw. (H = 100 m):	6,8 m/s (Gesamtjahr) , 6,1 m/s (Sommer)

Tab. 6.1-1: Kenngrößen (gerundet) für die Modellrechnungen

Im Prinzip lassen sich zwei Berechnungsfälle hinsichtlich der effektiven Emissionshöhe unterscheiden, wobei im Folgenden nur einer von Interesse ist und näher untersucht wird. Im ersten Fall wird von einer ungestörten Ausbreitung ausgegangen, im zweiten Fall ist der Gebäudeeinfluss zu berücksichtigen, der zu einer Reduzierung der effektiven Emissionshöhe führt.



Modellparameter Ausbreitung		
Deutschland (AVV)	England (R91ALTER)	Frankreich („COTRAM“)
$H_{\text{eff}} = 100 \text{ m}$ (86 m ⁽¹⁾)	$H_{\text{eff}} = 66,3 \text{ m}$ (100 m) ⁽¹⁾	$H_{\text{eff}} = 100 \text{ m}$ (63 m ⁽¹⁾)
3- bzw. 4-dim. Statistik ⁽²⁾	Jahreswindstatistik ⁽²⁾	Jahreswindstatistik ⁽²⁾
$I_J = 753 \text{ mm/a}$ (ganzjährig) $I_S = 796 \text{ mm/a}$ (Sommer)	$P_D = 3,03 \cdot 10^{-5} \text{ 1/s}$ $P_W = 5,21 \cdot 10^{-4} \text{ 1/s}$ $f_W = 0,055$	DN pluie Statistik $\delta = 1,6 \text{ mm/h}$
$\Lambda_0^{\text{AVV}} = 7,0 \cdot 10^{-5} \text{ 1/s}$	$\Lambda^{\text{R91}} = 1,0 \cdot 10^{-4} \text{ 1/s}$	$\Lambda^{\text{COT}} = 1,6 \cdot 10^{-4} \text{ 1/s}$
$v_g^{\text{AVV}} = 1,5 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ ⁽³⁾	$v_g^{\text{R91}} = 1,0 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ ⁽³⁾	$v_g^{\text{COT}} = 5,0 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ ⁽³⁾
$v_g^{\text{AVV}} = 1,0 \cdot 10^{-2} \text{ m/s}$ ⁽⁴⁾	$v_g^{\text{R91}} = 1,0 \cdot 10^{-2} \text{ m/s}$ ⁽⁴⁾	$v_g^{\text{COT}} = 5,0 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ ⁽⁴⁾

Tab. 6.1-2: Modellparameter zur Ausbreitungsrechnung

¹ Höhe mit Gebäudeeinfluss ² Berechnung von Windgeschwindigkeiten s. Text
³ Aerosole ⁴ elementares Jod

Nach dem deutschen Modell muss geprüft werden, ob das höchste Gebäude, die Reaktorkuppel, richtungsabhängig in der Ausbreitungsrechnung zu berücksichtigen ist. Nach den vorliegenden Informationen /L60/ wird im Rahmen der Jahresrechnungen kein Gebäudeeinfluss einbezogen. Die englische Vorgehensweise verlangt hingegen generell die Reduzierung der effektiven Emissionshöhe, da die mittlere Gebäudehöhe in der Anlage über dem 0,25-fachen der Kaminhöhe liegt. Die Bedingung $H_{\text{Gebäude}} < H_{\text{Kamin}} < 4 \cdot H_{\text{Gebäude}}$ für $H_{\text{eff}} = 2/3 H_{\text{Kamin}}$ ist erfüllt. In Frankreich gibt es nach unseren Erkenntnissen keine festgelegte Vorgehensweise /L33/. Unsere Nachfrage hat ergeben, dass im betrachteten Fall eine effektive Emissionshöhe angesetzt würde, die der höchsten Gebäudehöhe entspricht. Allerdings gibt es in Frankreich keine so hohen Fortluftkamine, so dass keine Erfahrungen in Bezug auf deren Behandlung vorliegen /L33/. Wegen der fehlenden Vorschrift wird von der Kaminhöhe als Quellhöhe ausgegangen, die Auswirkungen einer niedrigeren Emissionshöhe im folgenden aber mit in der Diskussion berücksichtigt.

Die Windgeschwindigkeiten wurden in Kaminhöhe bestimmt. Deshalb sind die bei reduzierter effektiver Emissionshöhe herrschenden Geschwindigkeiten über ein Windprofil zu ermitteln. Die englischen Programme verlangen darüber hinaus die Windgeschwindigkeiten nicht in Emissionshöhe, sondern für 10 m Höhe. In der AVV /L1/ wird für jede Diffusionskategorie ein eigenes Windprofil angegeben. Entsprechend werden hierüber die Windgeschwindigkeiten umgerechnet. Im englischen Modell wird von neutralen Bedingungen an der Emis-



onsquelle ausgegangen /L3/. Das Windprofil hängt hier von der Rauigkeit ab. Die Bezugswerte in 10 m Höhe sind danach ca. einen Faktor 1,7 niedriger als in 100 m Höhe. Um dem gerecht zu werden, wurden für die Rechnung mit R91ALTER und PC-CREAM andere Windgeschwindigkeitsklassen als für das deutsche und französische Modell verwendet. Für die Umrechnung im französischen Modell wurde das englische Konzept übernommen.

Vergleichsgrundlage bei der Dosisberechnung bilden die einzelnen Nuklide sowie die Nuklidverhältnisse des Modellgemisches nach Anhang 11 der AVV /L1/ für Leichtwasserreaktoren (hier: Druckwasser). Die Emission wird entsprechend typisch für eine Genehmigungssituation deutscher Kernkraftwerke /L30, L31/ festgelegt, wobei die Genehmigung für die Ableitung mit Luft in Bezug auf die AVV Grenzwerte für drei Nuklidgruppen umfasst. Ausgehend von den Werten der Tab. 6.1.3 für die Nuklidgruppen Edelgase, Aerosole und Jod werden die Emissionsverhältnisse zwischen Emittenten-Gruppen ermittelt und über die Zusammensetzung des Nuklidgemisches nach AVV /L1/ die einzelnen Aktivitätsabgaben abgeleitet. Die modellhaft angesetzte Jahresemission kann Tab. 6.1-4 entnommen werden.

Edelgase: $1,0 \cdot 10^{15}$ Bq/a
Aerosole: $1,0 \cdot 10^{10}$ Bq/a
Jod-131: $6,0 \cdot 10^9$ Bq/a

Tab. 6.1.3: Jahresaktivitätsableitung zur Festlegung des Quellterms für die Modellrechnung

Edelgase			Aerosole			Jod elementar		
Nuklid	Anteil	Aktivität	Nuklid	Anteil	Aktivität	Nuklid	Anteil	Aktivität
^{85m} Kr	2 %	$2 \cdot 10^{13}$	⁵⁸ Co	10 %	$10 \cdot 10^8$	¹³¹ I	50 %	$3 \cdot 10^9$
⁸⁵ Kr	2 %	$2 \cdot 10^{13}$	⁶⁰ Co	40 %	$40 \cdot 10^8$			
⁸⁷ Kr	1 %	$1 \cdot 10^{13}$	⁹⁰ Sr	1 %	$1 \cdot 10^8$	Jod organisch gebunden		
⁸⁸ Kr	3 %	$3 \cdot 10^{13}$	¹³⁴ Cs	15 %	$15 \cdot 10^8$	¹³¹ I	50 %	$3 \cdot 10^9$
¹³¹ Xe	1 %	$1 \cdot 10^{13}$	¹³⁷ Cs	34 %	$34 \cdot 10^8$			
¹³³ Xe	80 %	$8 \cdot 10^{14}$						
¹³⁵ Xe	10 %	$1 \cdot 10^{14}$						
¹³⁸ Xe	1 %	$1 \cdot 10^{13}$						

Tab. 6.1-4: Modellgemisch und zugrunde gelegte Jahresaktivitätsabgaben in [Bq/a] zur Dosisberechnung



6.1.3. Ausbreitungsfaktoren

In den Abbildungen Abb. 6.1-2 bis Abb. 6.1-4 sind die für den Standort KBR jeweils mit den unterschiedlichen Modellen berechneten Ausbreitungsfaktoren (Aerosole) für das Gesamtjahr 3-dimensional einfach-logarithmisch graphisch dargestellt. Die effektiven Emissionshöhen sind – wie zuvor erläutert – 100 m bei Verwendung des deutschen und französischen Modells, 66 m bei Anwendung der englischen Berechnungsvorschrift. Die Ausbreitungsfaktoren des AVV- und des R91-Modells zeigen wie erwartet eine ähnliche Kontur. Aus den Abbildungen ist auch zu erkennen, dass die Kontur des AVV-Modells mit der Entfernung etwas stärker als im englischen Fall abfällt. Die relativ flache Kontur des französischen Wolkenmodells unterscheidet sich deutlich von den beiden Fahnenmodellen. Man erkennt aus den Abbildungen 6.1-2 bis 6.1-4, dass sich die zwei azimutalen Maxima der Fahnenmodelle beim Wolkenmodell erst bei etwas größeren Entfernungen ausprägen.

Wegen der unterschiedlichen Berechnungsweise und Einteilung der Richtungssektoren zwischen Fahnen- und Wolkenmodell fallen die Aufpunkte der ungünstigsten Ausbreitung nicht in die gleiche Richtung. Doch sind die Ergebnisunterschiede zwischen dem 40°- bis 60°-Sektor vom Wolkenmodell und dem 30°- bis 60°-Sektor der Fahnenmodelle so gering, dass im Hinblick auf die ungünstigste Ausbreitungsrichtung nicht unterschieden werden muss. Die Abb. 6.1-5 zeigt die Abhängigkeit der Ausbreitungsfaktoren von der Entfernung in Richtung der höchsten Aktivitätskonzentrationen (ungünstigste Aufpunkte). Ergänzend sind in Abb. 6.1-5 zusätzlich die Ergebnisse des englischen Modells bei der Emissionshöhe 100 m und des französischen Modells bei 63 m vergleichsweise mit abgebildet.

Abgesehen vom Entfernungspunkt erzielt man mit den Modellen im Hinblick auf das Maximum des Ausbreitungsfaktors in Richtung der ungünstigsten Ausbreitung eine relative gute Übereinstimmung. Die Verhältnisse der Ausbreitungsfaktoren von R91ALTER bzw. der COTRAM-Simulation und unserem AVV-Programm sind in Abb. 6.1-6 dargestellt.

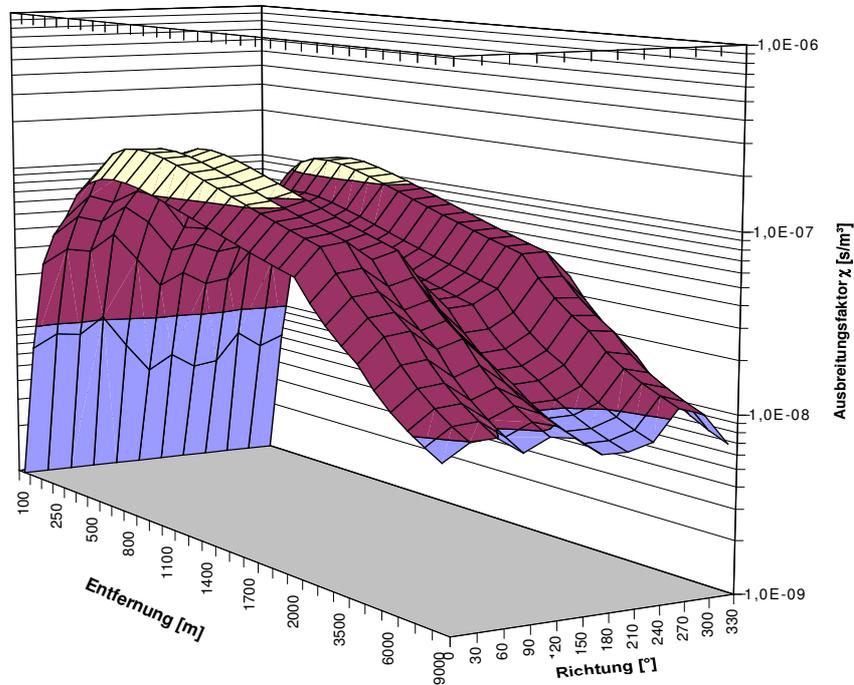


Abb. 6.1-2: Ausbreitungsfaktoren nach AVV (D) für den Standort Brokdorf in Abhängigkeit von Entfernung und Richtung. Emissionshöhe 100 m.

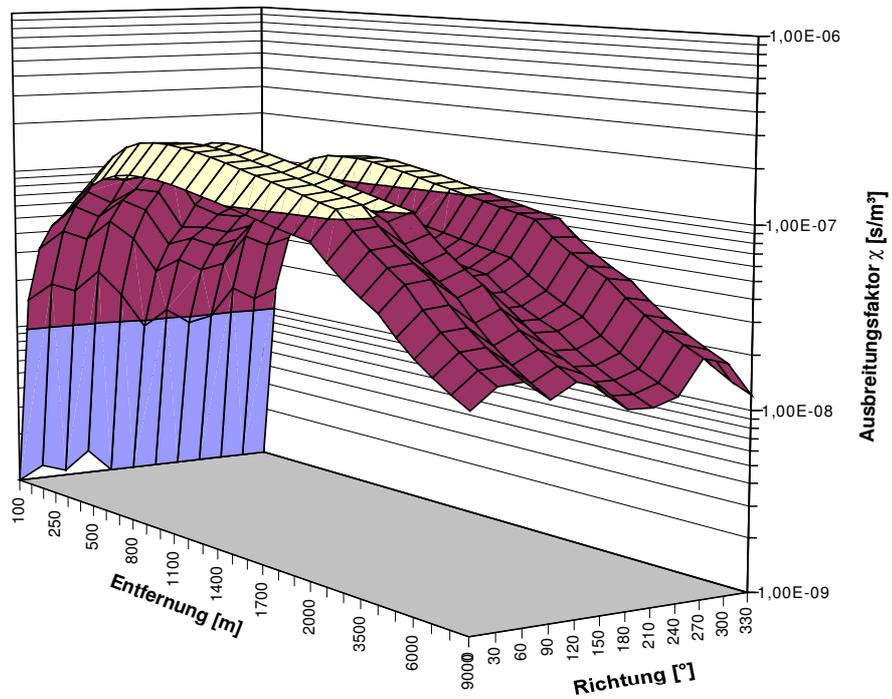


Abb. 6.1-3: Ausbreitungsfaktoren nach R91 (UK) für den Standort Brokdorf in Abhängigkeit von Entfernung und Richtung. Emissionshöhe 66 m.

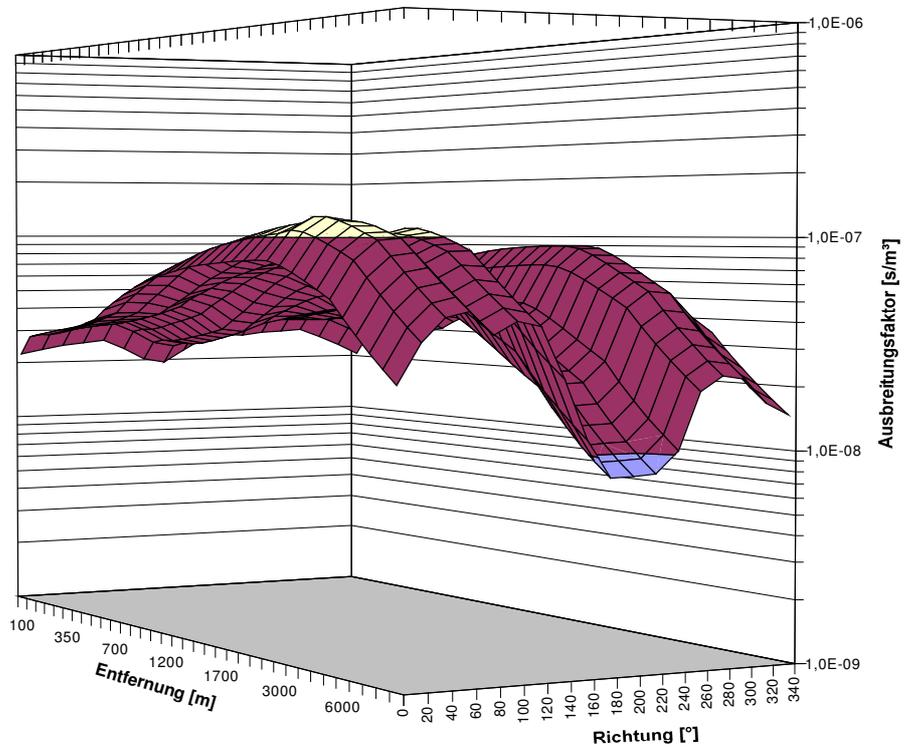


Abb. 6.1-4: Ausbreitungsfaktoren nach dem französischen Modell (F) für den Standort Brokdorf in Abhängigkeit von Entfernung und Richtung. Emissionshöhe 100 m.

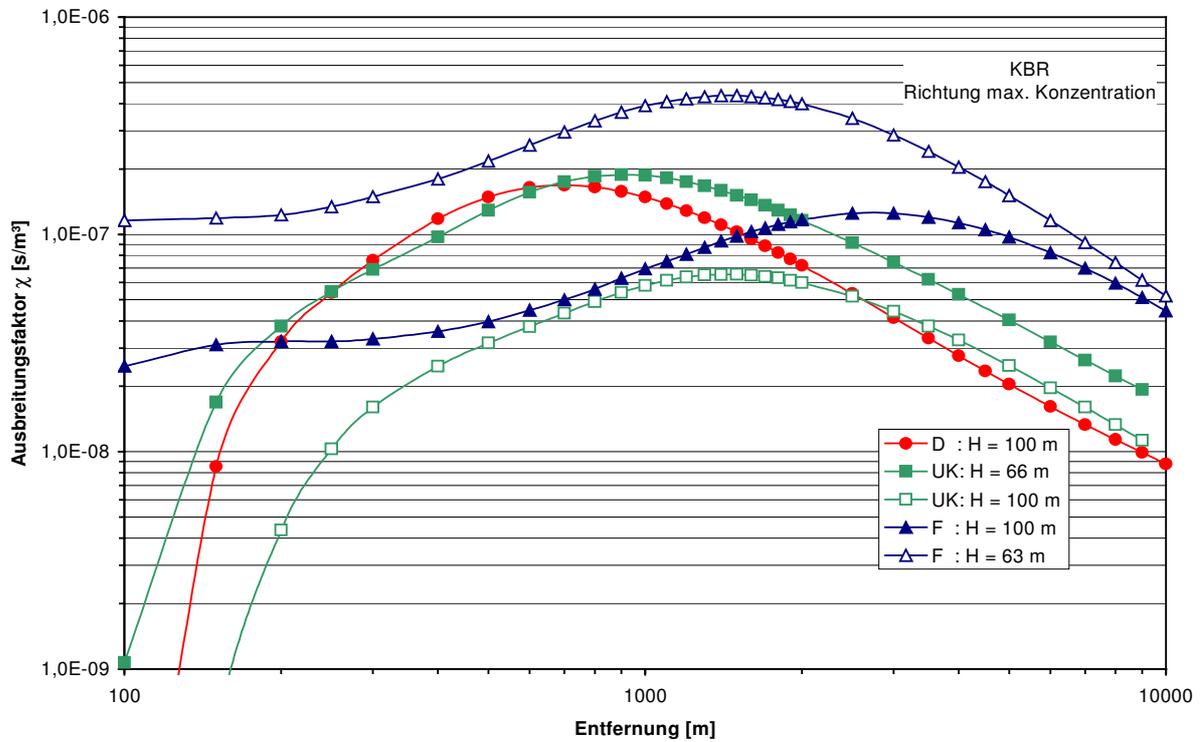


Abb. 6.1-5: Ausbreitungsfaktoren in ungünstigster Ausbreitungsrichtung.

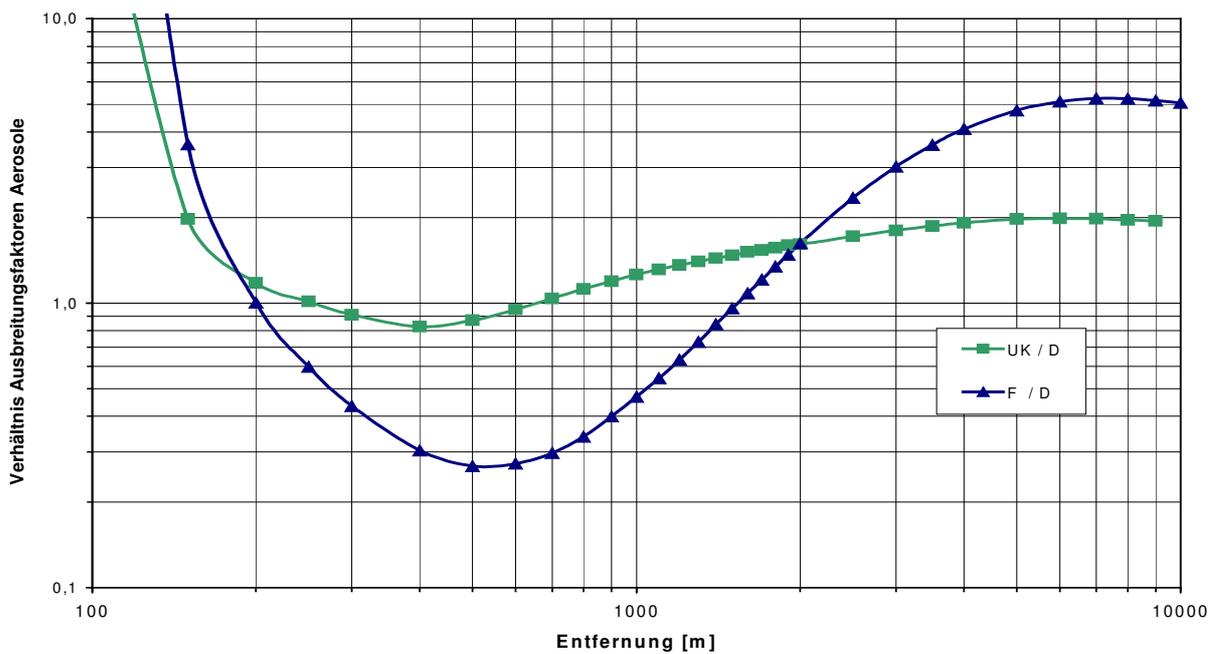


Abb. 6.1-6: Verhältnis der Ausbreitungsfaktoren aus Abb. 6.1-5 in Abhängigkeit von der Entfernung

6.1.4. Bodenbelegungsfaktoren

Die Abbildungen Abb. 6.1-7 bis Abb. 6.1-9 zeigen die für den Standort KBR berechneten (normierten) Bodenbelegungsfaktoren für Aerosole in Abhängigkeit von der Entfernung und Richtung unter Verwendung der Jahresstatistik. Wie schon bei den Ausbreitungsfaktoren unterscheiden sich die Konturen der Bodenbelegungsfaktoren von Fahnenmodell und Wolkenmodell. Die ungünstigste Ausbreitungsrichtung für die Bodenbelegung fällt in allen Modellen mit der ungünstigsten Richtung für die Aktivitätskonzentration zusammen.

Die Bodenbelegungsfaktoren enthalten die Beiträge durch trockene und nasse Ablagerung (Wash- und Fallout). Die Falloutbeiträge hängen von der Falloutgeschwindigkeit ab, die im deutschen und englischen Modell für Aerosole und Jod unterschiedlich ist /L1, L23/. Die französischen Unterlagen geben Hinweise darauf, dass keine unterschiedlichen Ablagerungsgeschwindigkeiten anzusetzen sind /L47/.

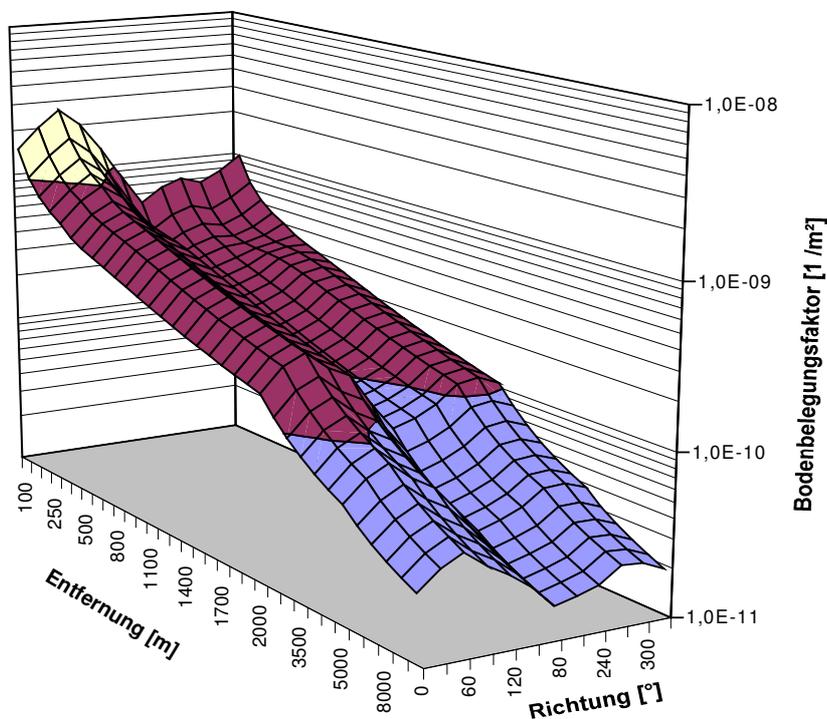


Abb. 6.1-7: Bodenbelegungsfaktoren nach AVV (D) für den Standort Brokdorf in Abhängigkeit von Entfernung und Richtung.

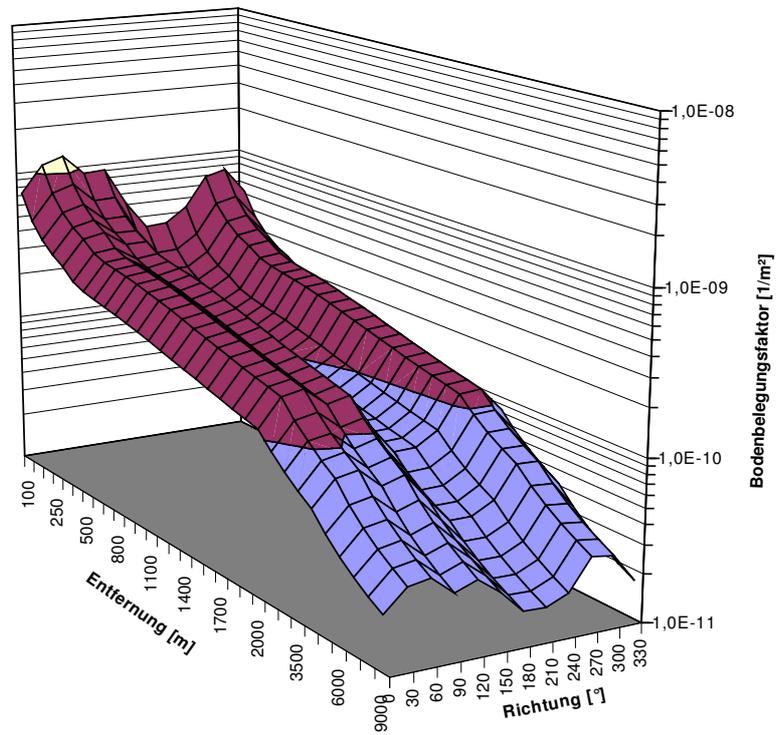


Abb. 6.1-8: Bodenbelegungsfaktoren nach R91 (UK) (Standort: Brokdorf)

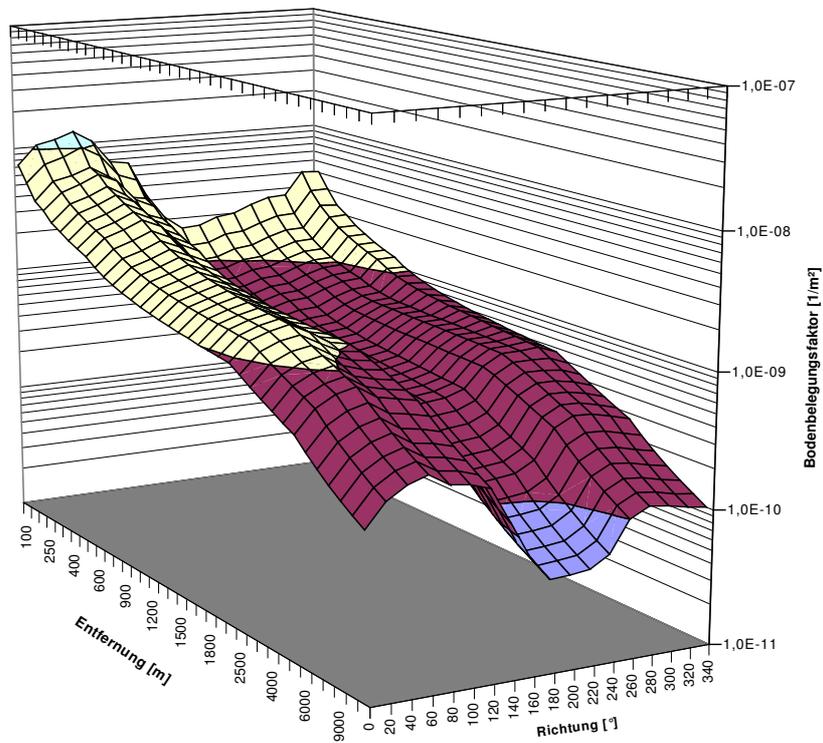


Abb. 6.1-9: Bodenbelegungsfaktoren gemäß dem französischen Modell (Standort: KRB)

Abb. 6.1-10 gibt die mit dem R91-Modell berechneten Beiträge des Washout und der gesamten Bodenbelegung für Aerosole bzw. für Jod in Richtung ungünstigster Ausbreitung wieder. Aus Abb. 6.1-11 kann der Washout- und die gesamte Bodenbelegung nach COTRAM entnommen werden.

Einen zusammenfassenden Überblick über die Bodenbelegungs-faktoren für die ungünstigste Ausbreitungsrichtung kann Abb. 6.1-12 entnommen werden. Abb. 6.1-13 zeigt die Verhältnisse der Bodenbelegungs-faktoren (Aerosole) von AVV-Modell und dem R91- bzw. COTRAM-Modell. Im Vergleich zu den Ergebnissen des AVV-Modells liegen die Werte des R91-Modells niedriger und die Werte nach der COTRAM-Simulation deutlich höher. Wie bereits in Kap. 3 festgestellt wurde, ist mit dem französischen Wolkenmodell eine höhere Bodenbelegung zu erwarten, da sie u.a. nicht wie im deutschen Modell mit $1/u$ von der Windgeschwindigkeit abhängt und u mit der Emissionshöhe zunimmt. Ferner ist nach den französischen Vorgaben der Washoutkoeffizient linear zur Regenrate und somit im Mittel höher als im deutschen Potenz-Ansatz. Unterschiedliche Washoutkoeffizienten tragen auch zu den Ergebnisunterschieden zwischen AVV- und R91-Modell bei. Daneben führen die geringe Rauigkeit am Standort und die Verwendung der 4-dimensionalen Statistik zu Unterschieden. Abb. 6.1-14 und Abb. 6.1-15 zeigen die Bodenbelegungs-faktoren und deren Verhältnisse für (elementares) Iod sowie den Einfluss der höheren Ablagerungsgeschwindigkeiten.

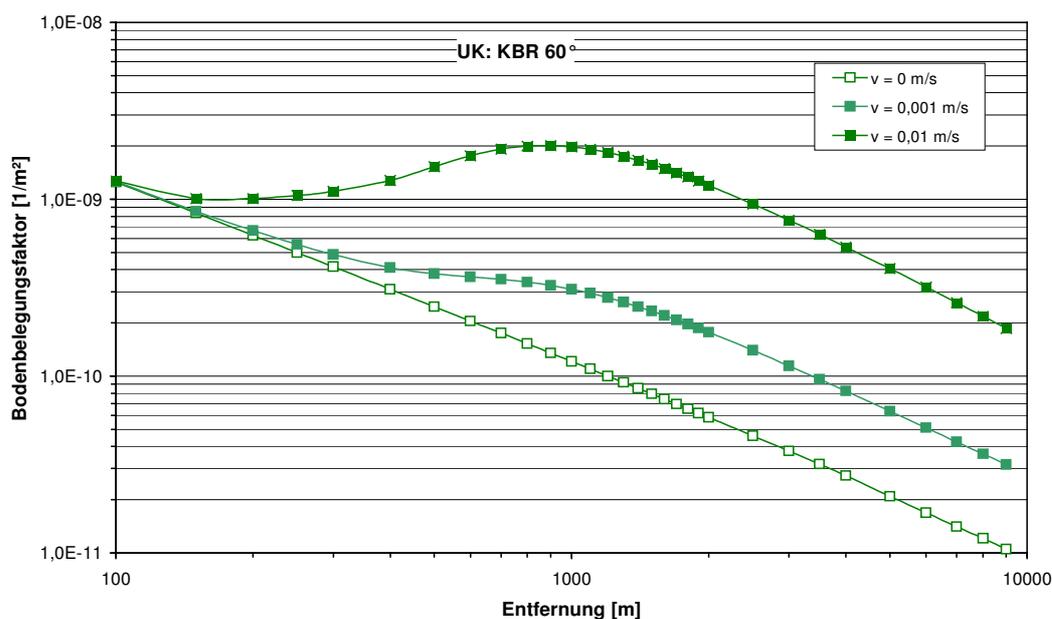


Abb. 6.1-10: Washout ($v_g = 0$ m/s) und gesamte Bodenbelegung mit $v_g = 10^{-3}$ m/s bzw. 10^{-2} m/s, berechnet mit dem R91-Modell (UK); ungünstigste Richtung

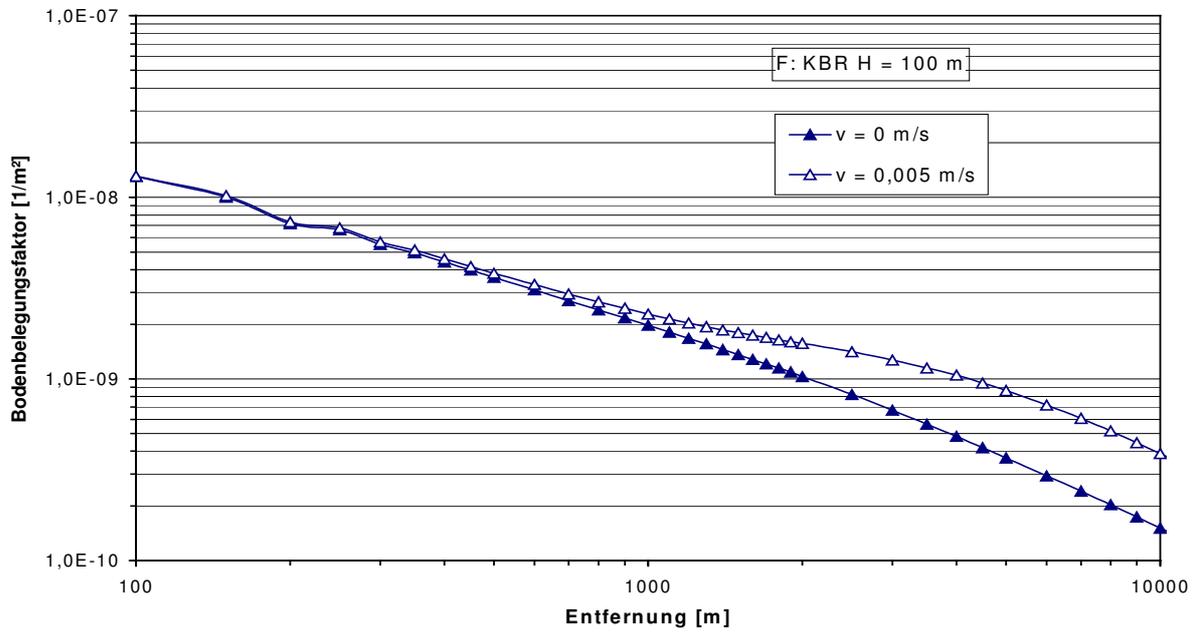


Abb. 6.1-11: Washout ($v_g = 0$ m/s) und gesamte Bodenbelegung mit $v_g = 5 \cdot 10^{-3}$ m/s, berechnet nach dem französischen Modell für die ungünstigste Richtung.

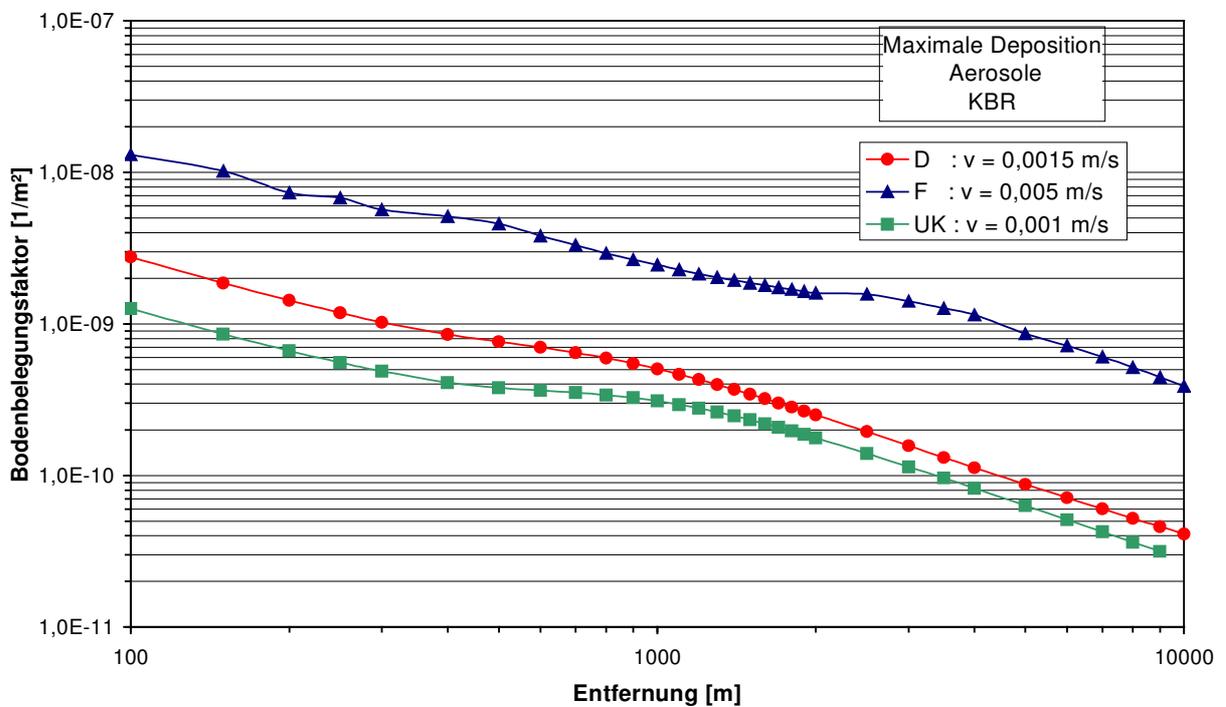


Abb. 6.1-12: Bodenbelegungsfaktoren für Aerosole, berechnet mit den Vorgaben (s. Tab. 6.1-2) der jeweiligen Länder für den Standort Brokdorf.

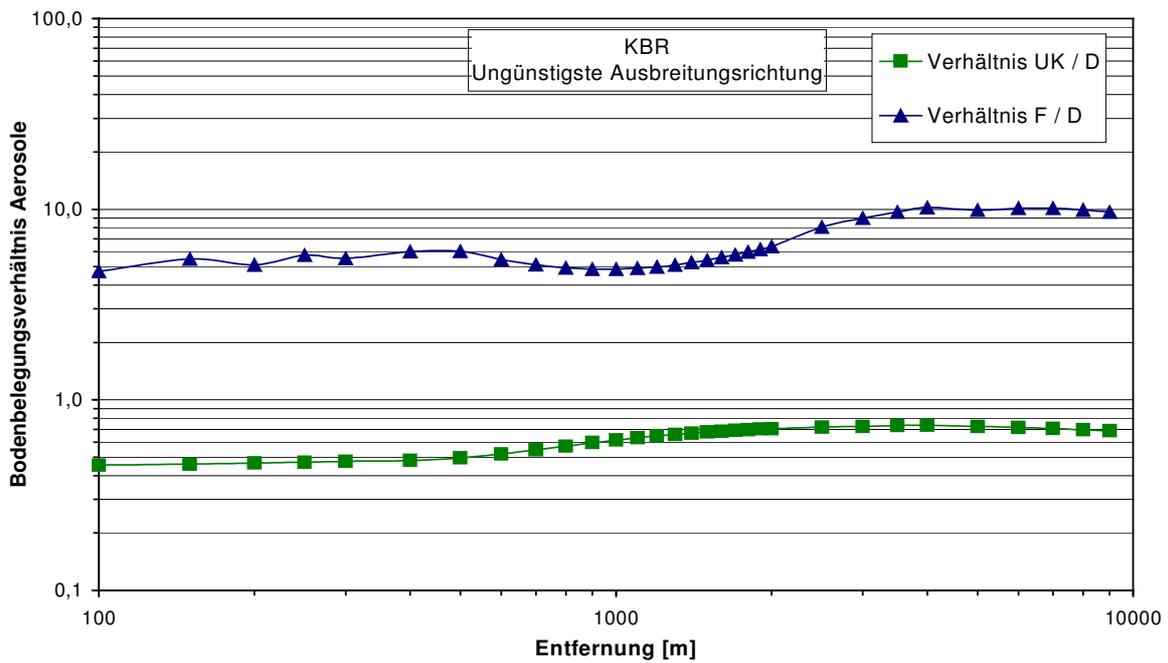


Abb. 6.1-13: Verhältnisse der Bodenbelegung (Aerosole)

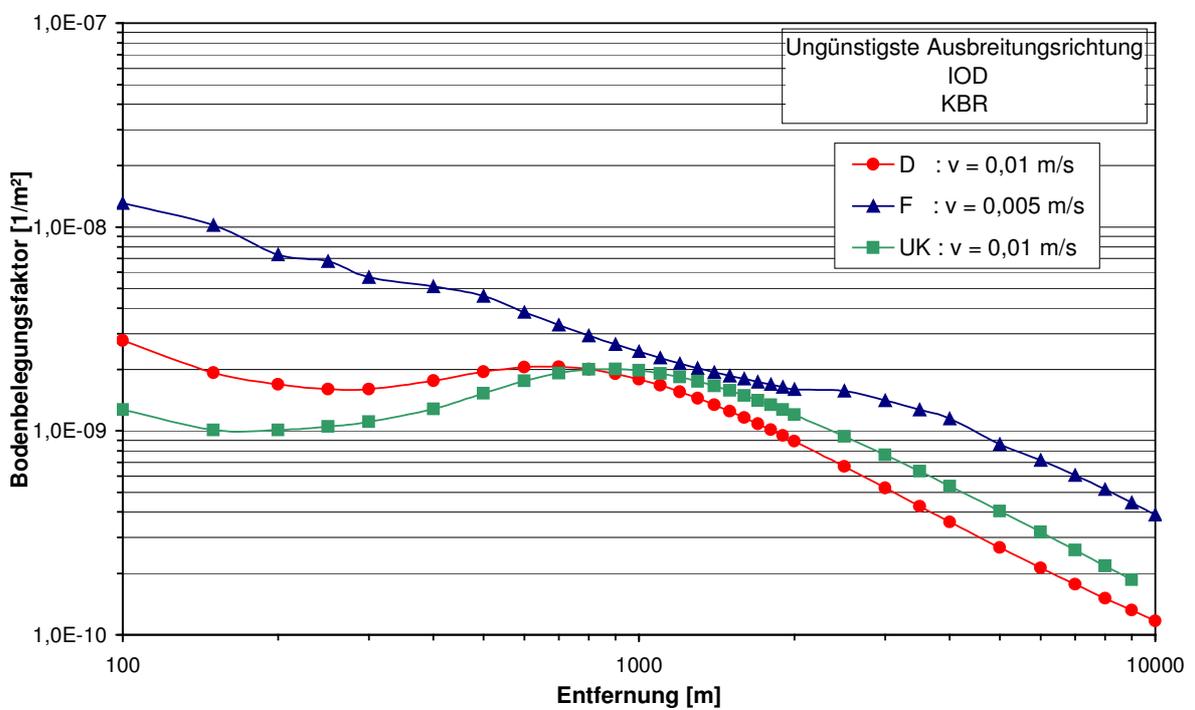


Abb. 6.1-14: Bodenbelegungs faktoren der 3 Modelle für (elementares) Iod, berechnet mit den Vorgaben (s. Tab. 6.1-2) der jeweiligen Länder für den Standort Brokdorf.

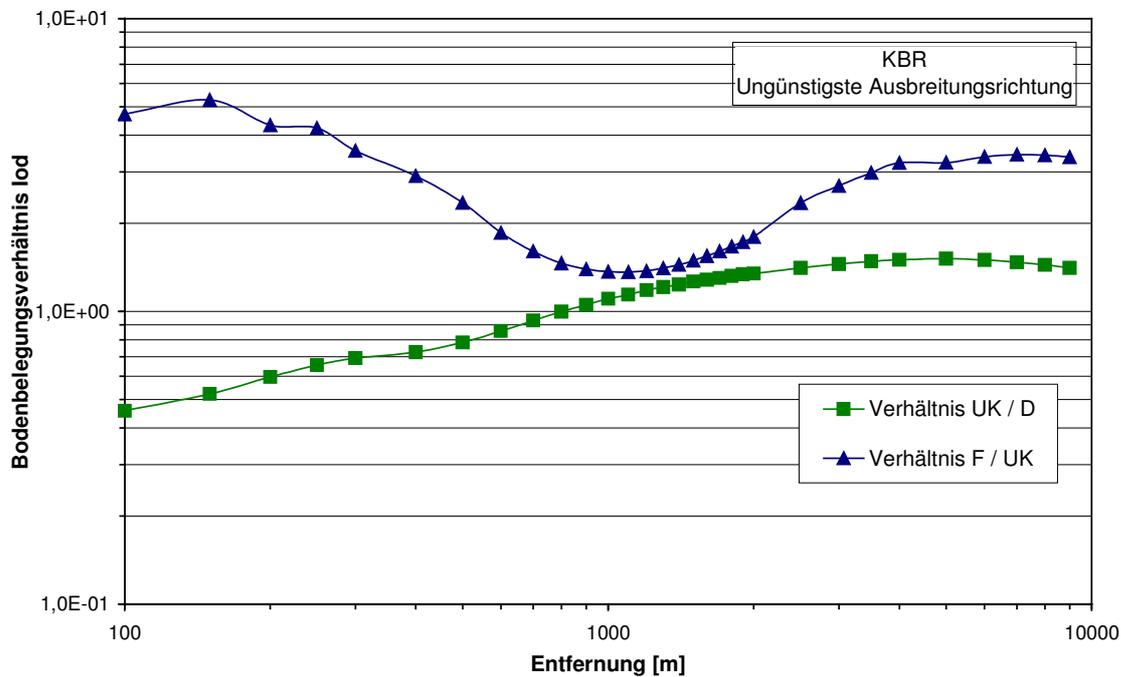


Abb. 6.1-15: Verhältnis der Bodenbelegung (elementares) Iod

6.2 Vergleichende Dosisberechnungen

6.2.1. Vergleichsbasis

In den Abschnitten des Kap. 6.2 werden ausschließlich Berechnungen zur effektiven Dosis für Erwachsene dargestellt. Dabei werden in einigen Fällen normierte Faktoren (effektive Dosis für Erwachsene in Sv/a bezogen auf die Emission von 1 Bq) angegeben, die es erlauben, durch einfache Multiplikation mit der Jahresemission die jeweilige jährliche effektive Dosis in Sv am ungünstigsten Aufpunkt ohne Abschirmeffekte zu errechnen. Aspekte, die einzelne Organe, andere Altersgruppen oder andere Referenzorte als den ungünstigsten Aufpunkt betreffen, werden in Kap. 6.3 diskutiert. Als kürzeste Quellentfernung wird entsprechend den Angaben des BfS /L60/ 100 m (Anlagenzaun) angesetzt. Ferner wird zur Diskussion eine effektive Dosis an den ungünstigsten Aufpunkten mit dem in Tab. 6.1-4 aufgeführten Nuklidgemisch ermittelt. Da in Frankreich und wahrscheinlich auch in England keine getrennten Statistiken für das Sommerhalb- und das Gesamtjahr verwendet werden, wurden hier keine getrennten Rechnungen durchgeführt. Die hier relevanten Ergebnisunterschiede Sommer zum Gesamtjahr, gerechnet nach AVV, liegen zudem unter 10 %. Sie unterschei-

den sich damit nur unwesentlich von den Berechnungsunsicherheiten, die sich allein aus der Anwendung der anderen Programme ergeben.

6.2.2. γ -Submersion und γ -Immersion

Abb. 6.2-1 zeigt beispielhaft die normierten Faktoren zur Berechnung der effektiven Dosis, die sich aus der γ -Submersion bzw. γ -Immersion bei Emission von ^{110m}Ag und ^{133}Xe ergeben, in Abhängigkeit von der Entfernung für den Fall der ungünstigsten Ausbreitungsrichtung. Die gute Übereinstimmung der Ergebnisse zwischen PC-CREAM (UK) und unserem AVV-Programm (D) bei vergleichbaren Eingabewerten wurde bereits in Kap. 3.2.5 gezeigt. Das Beispiel von ^{110m}Ag für den Standort KBR zeigt, dass für die Berechnung der γ -Submersion die wesentlich einfachere Meteorologie für das Programmpaket PC-CREAM für gleichwertige Ergebnisse ausreicht. Die gute Übereinstimmung gilt für die meisten der betrachteten Nuklide (s.a. Abb. 6.2-2). Ausnahmen findet man beispielsweise bei den Aktiniden, bei ^{129}I , ^{144}Ce , ^{131m}Xe und dem Edelgas ^{133}Xe , dessen Dosis aus γ -Wolkenstrahlung ebenfalls in Abb. 6.2-1 dargestellt ist. PC-CREAM erlaubt die Berechnung der γ -Submersion erst ab einer Quellentfernung von 300 m.

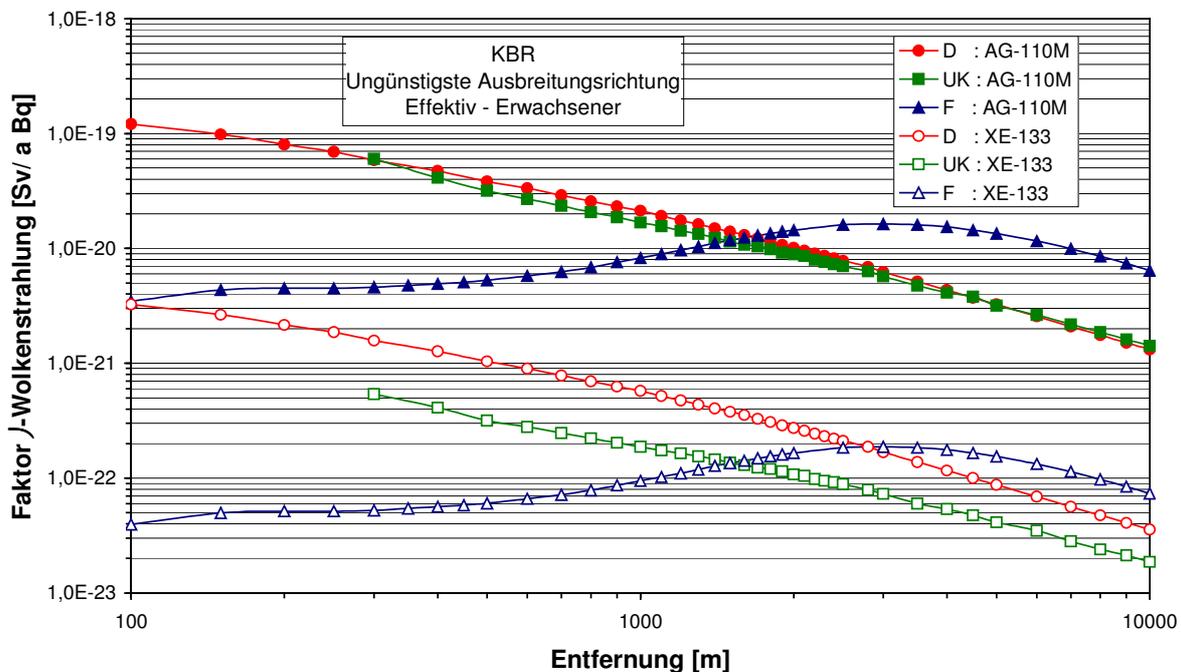


Abb. 6.2-1: Entfernungsabhängigkeit der jährlichen Dosen der γ -Submersion pro emittierten Bq für Aerosole und Edelgase am Beispiel ^{110m}Ag und ^{133}Xe im 60°-Sektor am Standort KBR



In Abb. 6.2-2 sind die normierten Dosen für die Quellentfernung von 300 m aufgetragen, die gleichzeitig die höchsten berechneten Dosen für die γ -Wolkenstrahlung nach dem englischen Modell sind. Die höchsten Dosen nach den Vorgaben der AVV liegen bei der Quellentfernung von 100 m. Die Unterschiede zeigt Abb. 6.2-3.

Das französische γ -Immersionsmodell führt in der Regel bis zu 2000 m Quellentfernung zu geringeren Dosen als die γ -Submersionsmodelle. Über 2000 m Quellentfernung hinaus wird eine höhere Dosis errechnet. Ähnlich wie beim europäischen Modell sind Abweichungen bei den Aktiniden, Iod ^{129}I , und ^{144}Ce festzustellen. Besonders bemerkenswert ist die Abweichung bei ^{137}Cs . Dies liegt am sehr niedrigen Dosisleistungskoeffizienten, der im technischen Bericht zu FOCON /L47/ aufgeführt ist. Vermutlich stammt dies daher, dass Tochternuclide nicht berücksichtigt werden /L47/. Die Maximaldosis liegt bei einer Quellentfernung von 3000 m.

Mit dem Quellterm aus Kap. 6.1.2 ergeben sich ohne Berücksichtigung von Abschirmeffekten (Gebäude etc.) oder des tatsächlichen Aufenthalts der betrachteten Personen (siehe Kap. 5) im ungünstigsten Fall folgende maximale effektiven Dosiswerte für Erwachsene durch die γ -Wolkenstrahlung:

Deutschland	:	7,1 $\mu\text{Sv/a}$		(Quellentfernung 100 m)
England	:	2,6 $\mu\text{Sv/a}$		(Quellentfernung 300 m)
Frankreich	:	0,9 $\mu\text{Sv/a}$	(3 $\mu\text{Sv/a}$)	(Quellentfernung 3000 m)

ohne Abschirmfaktoren (siehe Text)

Der unter Frankreich in Klammern stehende Wert ergäbe sich bei der in Kap. 6.1-3 diskutierten effektiven Emissionshöhe von 63 m, der wegen fehlender Vorschriften zur Ermittlung der effektiven Emissionshöhe nicht weiter betrachtet wird. Er soll nur zeigen, dass die Methodik mittels γ -Immission im Zusammenhang mit dem Wolkenmodell und der Vorgehensweise in Frankreich zu ähnlichen Ergebnissen wie die Berechnungen über die γ -Submersion führen kann.

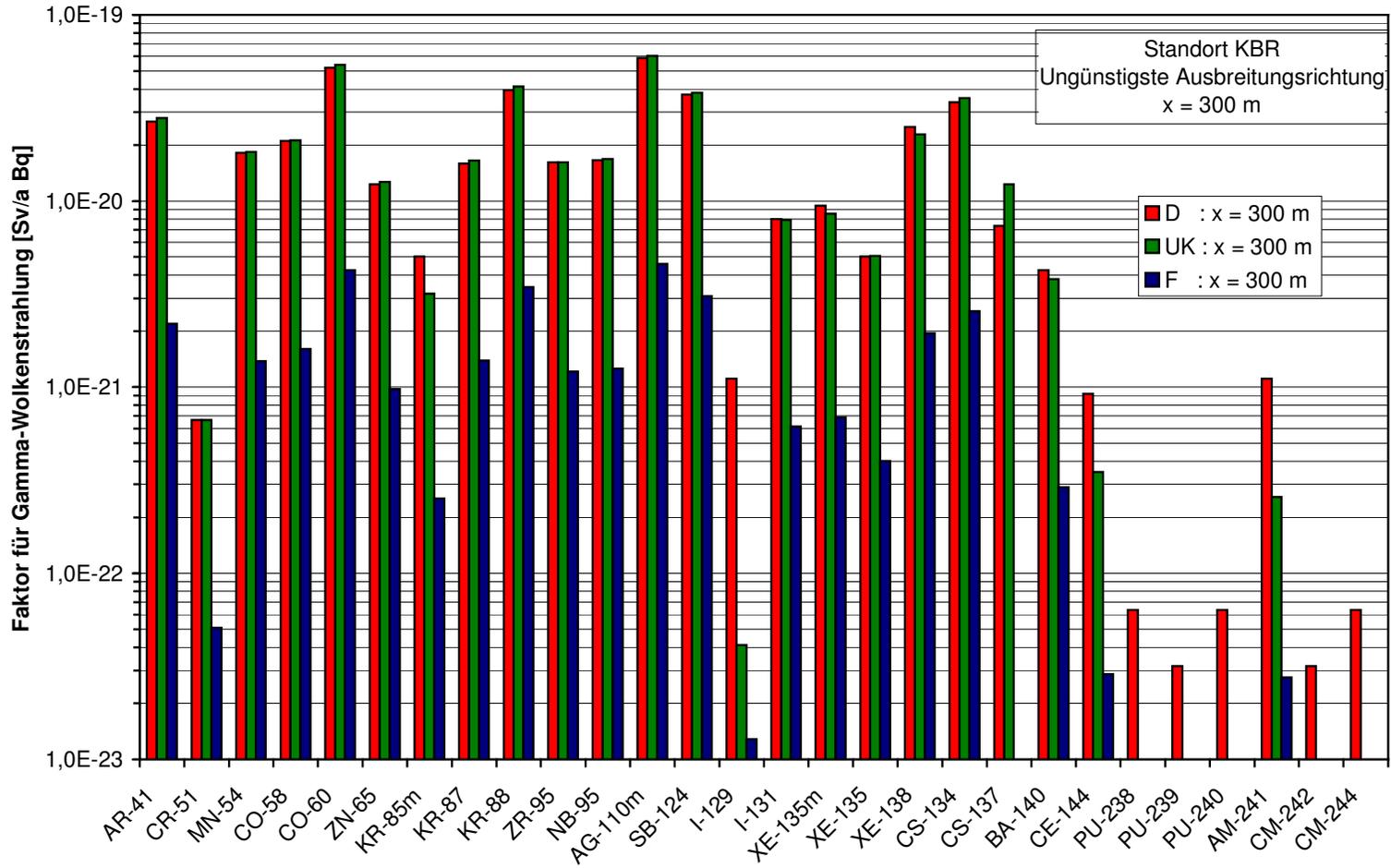


Abb. 6.2-2: Vergleich der jährlichen γ -Dosen aus der Wolke pro 1 Bq jährliche Emission bei der Entfernung von 300 m für verschiedene Nuklide

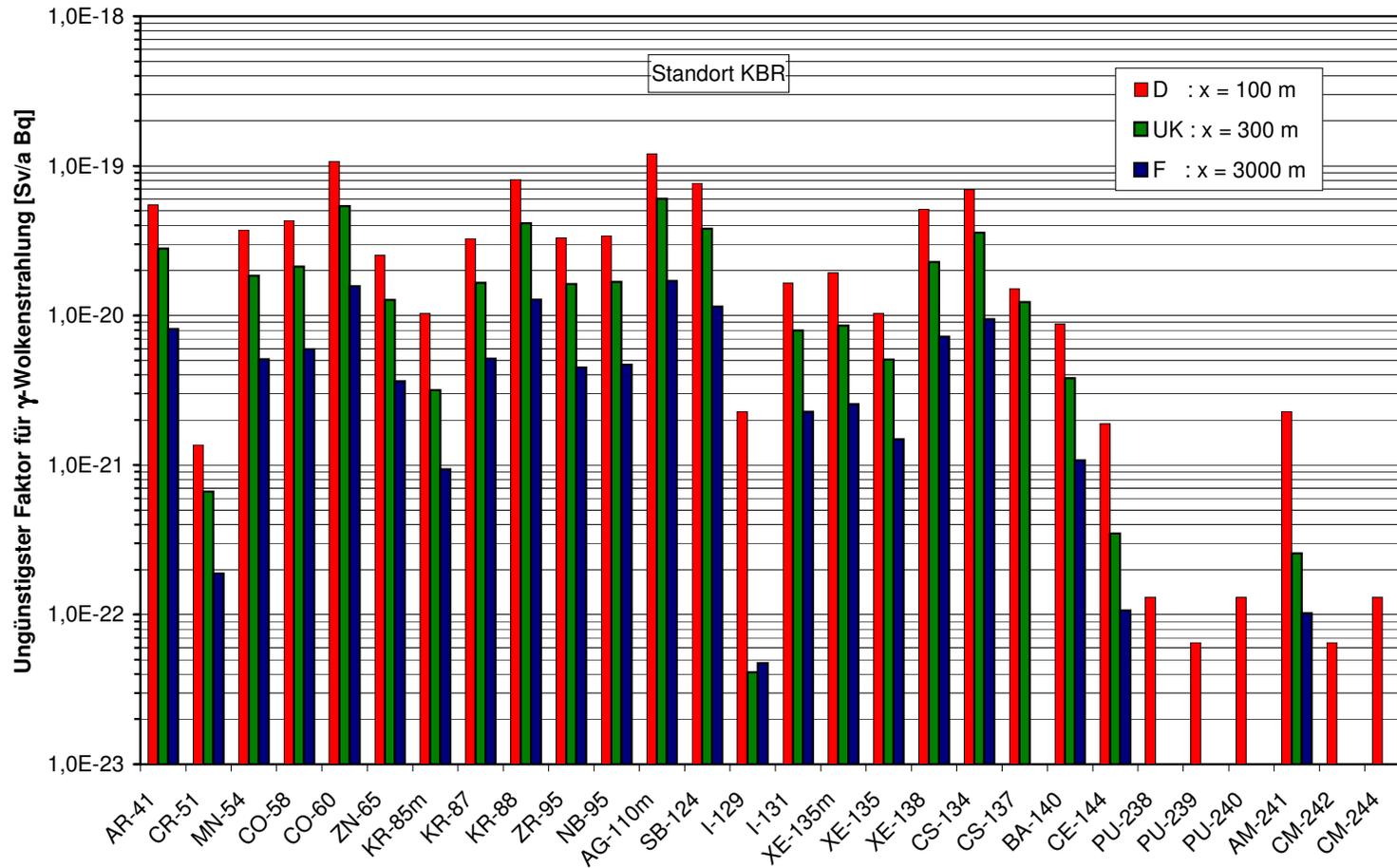


Abb. 6.2-3: Vergleich der jährlichen γ -Dosen aus der Wolke pro 1 Bq jährliche Emission am jeweils ungünstigsten Aufpunkt für verschiedene Nuklide



Eine Reduzierung der Dosis durch Abschirmung (siehe Kap. 5) wird nur in England und Frankreich berücksichtigt, so dass daraus die folgenden effektiven Dosen für Erwachsene im ungünstigsten Fall resultieren

γ -Wolkenstrahlung

Deutschland	:	7,1 μ Sv/a	(Quellentfernung 100 m)
England	:	1,6 μ Sv/a	(Quellentfernung 300 m)
Frankreich	:	0,5 μ Sv/a	(Quellentfernung 3000 m)

Die Hauptbeiträge der γ -Wolkenstrahlung setzen sich bei dem zugrunde gelegten Modellgemisch wie folgt zusammen:

Nuklid	D	UK	F	Nuklid	D	UK	F
^{85m} Kr	2,9 %	2,4 %	8,4 %	¹³³ Xe	36,7 %	16,4 %	18,1 %
⁸⁷ Kr	4,6 %	6,3 %	5,6 %	¹³⁵ Xe	14,4 %	19,3 %	17,3 %
⁸⁸ Kr	33,9 %	47,0 %	41,9 %	¹³⁸ Xe	7,2 %	8,7 %	8,4 %

Tab. 6.2-1: Dosisbeiträge zur γ -Wolkenstrahlung

Einen wesentlichen Unterschied findet man bei ¹³³Xe. Die Beiträge im englischen und französischen Modell fallen deutlich geringer als im deutschen Modell aus. Entsprechend sind die Anteile der anderen Nuklide, insbesondere des meist beitragenden Nuklide ⁸⁸Kr höher.

6.2.3. γ -Bodenstrahlung

Die Dosen der γ -Bodenstrahlung ergeben sich aus der Bodenbelegung, deren Abhängigkeit von Entfernung und Richtung in Kap. 6.1.4 gezeigt wurde. Mit den in Tab. 6.2-2 aufgeführten Dosisleistungskoeffizienten und Multiplikationsfaktoren („Depotfaktoren“) errechnen sich folgende effektive Dosen für Erwachsene für den ungünstigsten Fall

γ -Bodenstrahlung

Deutschland	:	5,5 μ Sv/a	(11,1 μ Sv/a*)	(Quellentfernung 100 m)
England	:	2,8 μ Sv/a	(5,1 μ Sv/a*)	(Quellentfernung 100 m)
Frankreich	:	29,5 μ Sv/a	(52,5 μ Sv/a*)	(Quellentfernung 100 m)

*ohne Abschirmfaktoren (siehe Text), Betriebszeit der Anlage 50 Jahre



Die in Klammer stehenden Werte wurden ohne Berücksichtigung von Abschirmfaktoren ermittelt, die sich einerseits durch Annahmen über den Aufenthalt der betroffenen Personen und andererseits durch die Migration der Radionuklide in den Boden ergeben (siehe Kap. 5).

Nuklid	Dosisleistungskoeffizient für γ -Bodenstrahlung [(Sv/s)/(Bq/m ²)]	Depotfaktor	Nuklid	Dosisleistungskoeffizient γ -Bodenstrahlung [(Sv/s)/(Bq/m ²)]	Depotfaktor
⁵¹ Cr	3,00E-17	3,45E+06	¹³¹ I	3,60E-16	1,00E+06
⁵⁴ Mn	7,80E-16	3,89E+07	¹³⁴ Cs	1,50E-15	9,35E+07
⁵⁸ Co	9,10E-16	8,85E+06	¹³⁷ Cs	5,30E-16	9,33E+08
⁶⁰ Co	2,20E-15	2,39E+08	¹⁴⁰ Ba	2,20E-15	1,59E+06
⁶⁵ Zn	5,30E-16	3,04E+07	¹⁴⁴ Ce	5,60E-17	3,55E+07
⁹⁵ Zr	1,40E-15	8,00E+06	²³⁹ Pu	6,90E-19	1,30E+09
⁹⁵ Nb	7,20E-16	4,39E+06	²³⁹ Pu	3,20E-19	1,57E+09
^{110m} Ag	2,50E-15	3,12E+07	²⁴⁰ Pu	6,60E-19	1,57E+09
¹²⁴ Sb	1,60E-15	7,52E+06	²⁴¹ Am	2,30E-17	1,51E+09
^{125m} Te	2,80E-17	7,25E+04	²⁴² Cm	9,70E-19	2,03E+07
¹²⁹ I	2,70E-17	1,57E+09	²⁴⁴ Cm	7,00E-19	7,03E+08

Tab. 6.2-1: Dosisleistungskoeffizienten effektiv für γ -Bodenstrahlung und Multiplikationsfaktor zur Berechnung der effektiven Dosis für Erwachsene

Der hier als „Depotfaktor“ bezeichnete Term berücksichtigt die Anreicherungszeit für die Nuklide. In allen Fällen wurde hier die Betriebszeit des Kernkraftwerkes mit 50 Jahren angesetzt.

6.2.4. β -Submersion

Die β -Submersion errechnet sich direkt aus den Ausbreitungsfaktoren, deren Abhängigkeit von der Entfernung und Richtung in Kap. 6.1.3 zu finden sind. Ohne Berücksichtigung von Abschirmfaktoren erhält man mit dem Quellterm aus Kap. 6.1.2 jeweils nachfolgende ungünstigste Hautdosis für den Erwachsenen:



β-Submersion

Deutschland	:	1,1 μSv/a*	(Quellentfernung 100 m)
England	:	1,2 μSv/a*	(Quellentfernung 100 m)
Frankreich	:	0,8 μSv/a*	(Quellentfernung 100 m)

*ohne Abschirmfaktoren (siehe Text)

6.2.5. Inhalation

Die Inhalationsdosis kann ebenfalls aus den Ausbreitungsfaktoren von Kap. 6.1.3 abgeleitet werden. Wie in Kap. 5 erläutert wurde, sind in England für eine Reihe von Nukliden Lungenabsorptionsklassen festgelegt, wenn keine anlagenspezifischen Kenntnisse hierüber vorliegen. In Deutschland und wahrscheinlich auch in Frankreich wird bei Unkenntnis über die chemische Form der Radionuklide vom ungünstigsten Fall ausgegangen. Deshalb können die Inhalationsdosen nicht einfach über den Ausbreitungsfaktor ineinander umgerechnet werden. Dies gilt nur, wenn gleiche Lungenabsorptionsklassen unterstellt werden. Bei einer einjährigen Inhalation des Modellgemisches ergeben sich die effektiven Inhalationsdosen für Erwachsene am Ort der höchsten Konzentration zu

Inhalation

Deutschland	:	$1,5 \cdot 10^{-2}$ μSv/a	(Quellentfernung 700 m)
England	:	$0,5 \cdot 10^{-2}$ μSv/a	(Quellentfernung 900 m)
Frankreich	:	$1,1 \cdot 10^{-2}$ μSv/a	(Quellentfernung 2500 m)

6.2.6. Ingestion

Nachfolgend sind die mit dem Quellterm aus Kap. 6.1.2 am Beispielstandort errechneten effektiven Ingestionsdosen durch Verzehr von Lebensmitteln eines Jahres für den ungünstigsten Fall aufgeführt. Der in Klammer stehende Wert für England wurde für das 97,5%-Perzentil der Verzehrsmengen ermittelt. Der englische Vergleichswert wurde mit dem in Kap. 5 dargelegten Top 2-Ansatz gewonnen, bei dem in diesem Fall die mittleren Verzehrgeohnheiten für alle Nahrungsgruppen außer für die zwei Gruppen Blatt- und sonstiges Gemüse (Vegetarier) angenommen wurde.

Ingestion

Deutschland	:	4,1 $\mu\text{Sv/a}$		(Quellentfernung 100 m)
England	:	4,0 $\mu\text{Sv/a}$	(5,3 $\mu\text{Sv/a}^*$)	(Quellentfernung 100 m)
Frankreich	:	2,4 $\mu\text{Sv/a}$		(Quellentfernung 100 m)

* Verzehrmenge: 97,5%-Perzentil aller Nahrungsmittelgruppen

Die jeweiligen prozentualen Beiträge der Nahrungsgruppen zur Ingestionsdosis können Abb. 6.2-4 bis Abb. 6.2-6 entnommen werden. Das für England gezeigte Diagramm gilt für den 97,5%-Perzentil-Verzehr aller Nahrungsmittelgruppen.

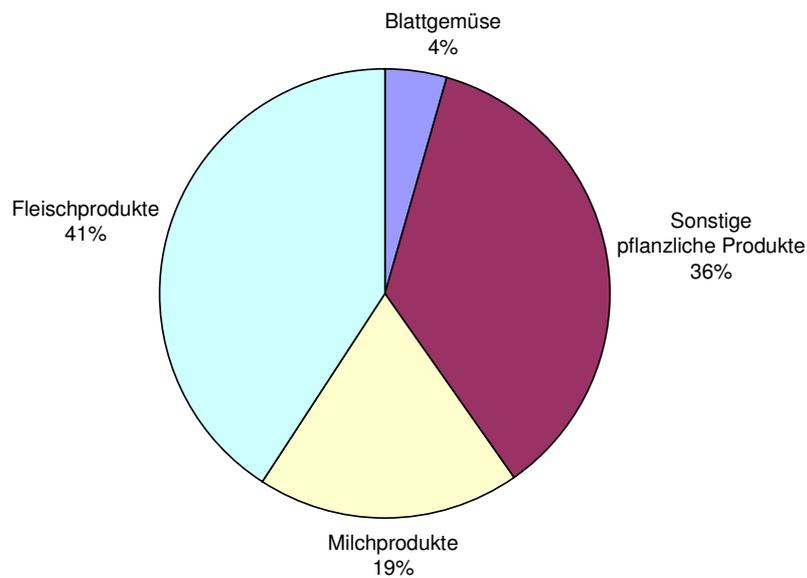


Abb. 6.2-4: Prozentuale Beiträge der Nahrungsgruppen zur Ingestionsdosis (D: AVV-Modell)

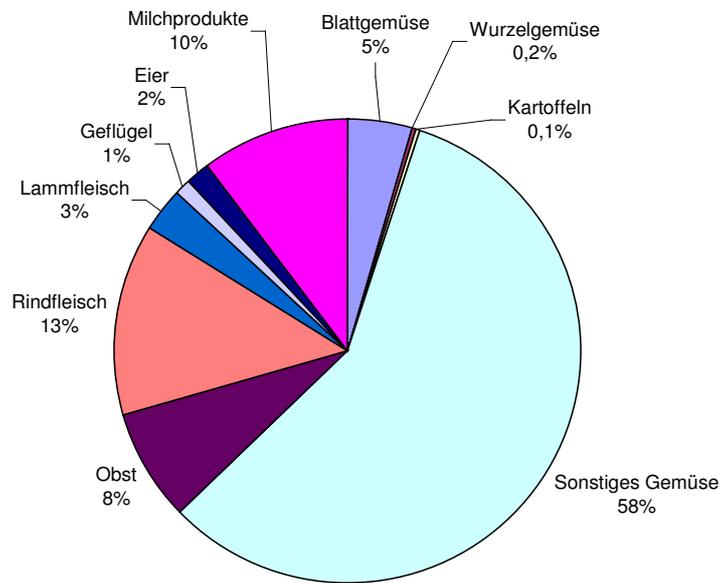


Abb. 6.2-5: Prozentuale Beiträge der Nahrungsgruppen zur Ingestionsdosis (UK: SPADE-Modell)

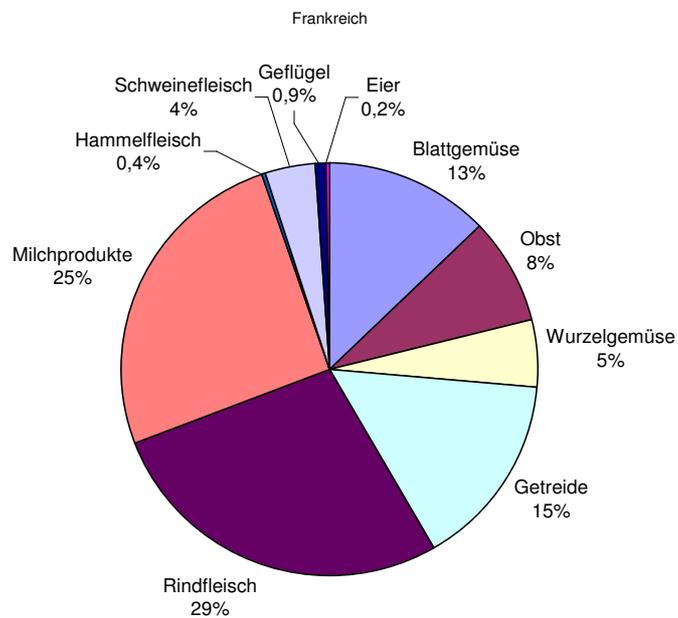


Abb. 6.2-6: Prozentuale Beiträge der Nahrungsgruppen zur Ingestionsdosis (F: Analog Modell FOCON)



6.3 Dosisermittlung im Ländervergleich

In Tab. 6.3-1 sind die Ergebnisse (ohne β -Submersion) aus Kap. 6.2 zusammengefasst. Daraus ist ersichtlich, dass die deutsche Berechnungsvorschrift in der Summe eine zwischen England und Frankreich liegende ungünstigste Dosis errechnet. Die Unterschiede in der ungünstigsten Dosis fallen in Hinblick auf die Unterschiede der reinen Berechnungsverfahren relativ gering aus. Sie resultieren insbesondere aus den Festlegungen, aus denen sich verschiedene Eingangsparameter oder Faktoren wie z.B. die Abschirmfaktoren ableiten. Das französische Vorgehen vernachlässigt gegenüber der deutschen Verfahrensweise die Abschirmung bei der Bodenstrahlung, während der englische Ansatz im Vergleich zur deutschen Vorschrift z.B. von einer höheren Aufenthaltszeit der Bevölkerung in Innenräumen ausgeht.

Land / Pfad	Deutschland (D) μSv im Kalenderjahr	England (UK) μSv im Kalenderjahr	Frankreich (F) μSv im Kalenderjahr
γ -Submersion	7,1	1,6	0,5
γ -Bodenstrahlung	5,5	2,8	29,5
Inhalation	0,015	0,005	0,011
Ingestion	4,1	4,0	2,4
Summe	16,7	8,4	32,4

Tab. 6.3-1: Ungünstigste effektive Dosen für Berechnungsbeispiel; Modellannahmen siehe Kap. 6.1 und Kap. 6.2

Nach dem rein rechnerischen Vergleich wird im folgenden entsprechend der länderspezifischen Vorgehensweise, wie sie in Kap. 5 dargestellt wurde, die Abschätzung der Strahlenexposition der Bevölkerung im Zusammenhang mit den standortspezifischen Aspekten diskutiert.

- Deutschland

In Deutschland ist die Strahlenexposition der Referenzpersonen aus 6 Altersgruppen an den jeweils ungünstigsten Aufpunkten außerhalb des Anlagengeländes zu ermitteln (s. Kap. 5). Neben der effektiven Dosis werden gleichzeitig alle Organdosen bestimmt, um das höchstbelastete Organ zu festzustellen. In § 47 StrlSchV sind folgende Grenzwerte festgelegt:

- 300 μSv Effektive Dosis, Keimdrüsen, Gebärmutter, rotes Knochenmark
- 1800 μSv Knochenoberfläche, Haut
- 900 μSv übrige Organe (Details siehe StrlSchV)



Im untersuchten Beispiel liegen die ungünstigsten Aufpunkte für alle Pfade im 60°-Sektor. Da die Strahlenexposition durch Ingestion und γ -Bodenstrahlung wesentlich durch den Washout bestimmt wird, ist nach der deutschen Verfahrensweise die Zaunentfernung zum Kamin (Emissionsort) für die ungünstigste Dosis maßgeblich. Die Anlagengrenze (Zaun) ist somit Referenzort sowohl für den Aufenthalt der Referenzpersonen als auch für die Nahrungsgewinnung. Mit einer Kamin-Zaun-Entfernung von ca. 100 m ergeben sich die in Tab. 6.3-2 aufgeführten Werte.

Altersgruppe/ Organe	> 17 Jahre	> 12 - ≤ 17 J	> 7 - ≤ 12 J	> 2 - ≤ 7 J	> 1 - ≤ 2 J	≤ 1 Jahr
Keimdrüsen	16,4	18,2	18,9	20,3	21,8	24,5
Ovarien	14,8	16,3	16,5	17,4	18,6	21,0
Rotes Knochenmark	16,3	20,2	19,6	19,6	21,1	26,9
Schilddrüse	22,7	28,1	32,3	44,4	58,7	53,2
Effektiv	16,7	18,8	19,3	20,9	23,0	25,6

Tab. 6.3-2: Strahlendosis der Referenzpersonen in μSv im Kalenderjahr für Berechnungsbeispiel nach AVV

Rein zahlenmäßig ist die Schilddrüse des 1- bis 2-Jährigen mit einer Dosis von $58,7 \mu\text{Sv/a}$ im Kalenderjahr das höchstbelastete Organ. In Relation zu den oben aufgeführten Grenzwerten stellen die effektive Dosis sowie die Dosis des roten Knochenmarks mit jeweils ca. 9 % des Grenzwerts die ungünstigste Strahlenexposition dar.

An dieser Stelle soll noch einmal darauf hingewiesen werden, dass während des Zeitraumes der Durchführung des Vorhabens, die AVV zu § 47 der neuen StrlSchV nur in Entwürfen vorlag. Deshalb können sich bis zur Verabschiedung der AVV noch Änderungen ergeben. Diese sind aber im Bezug auf die prinzipielle Zielsetzung des Vorhabens nicht von Bedeutung.

- England

Um die ungünstigste Dosis (possible dose) gemäß den englischen Vorgaben zu ermitteln, müssen zunächst die prinzipiell möglichen Lebensbereiche der Bevölkerung analysiert werden. Daraus werden u.a. Aufenthaltort (reference habitation) und Ort der Nahrungsgewinnung (reference location) der kritischen Gruppe abgeleitet. Wie bereits in Kap. 5 ausführlich



dargelegt wurde, wird von der FSA auch eine Analyse der Ernährungsgewohnheiten durchgeführt. Dies ist hier nicht möglich und die in Kap. 5 beschriebene Vorgehensweise der früheren Behörde MAFF wird angewandt.

Die „reference location“ wird nicht wie in Deutschland an den Anlagenzaun gelegt, sondern muss so weit vom Anlagezaun entfernt sein, dass ausreichend Fläche zur Nahrungsgewinnung für die kritische Gruppe vorhanden ist. Im vorliegenden Fall ist im Sektor mit den ungünstigsten Ausbreitungsbedingungen (60°-Sektor) die Möglichkeit der Nahrungsgewinnung gegeben. Wird berücksichtigt, dass die Bodenbelegung in den benachbarten Sektoren 90° und 120° nicht wesentlich verschieden ist und die potentielle Nahrungsgewinnung in diesen Richtungen den Unterlagen zufolge ebenfalls anlagennah möglich ist, ist eine „reference location“ im Bereich von 300 m des 60°-Sektors als ungünstigster Fall anzunehmen. Im untersuchten Beispiel ergeben sich mit den Dosiskoeffizienten EU-RL 96/26 folgende effektive Dosen über den Ingestionspfad:

Altersgruppe	Ingestionsdosis
Erwachsener	1,5 μ Sv im Kalenderjahr
Jugendlicher (15 J)	1,3 μ Sv im Kalenderjahr
Kind (10 J)	1,2 μ Sv im Kalenderjahr
Kleinkind (1 J)	1,2 μ Sv im Kalenderjahr

Die nächstgelegene Wohnbebauung liegt in südlicher Richtung ca. 300 m entfernt. Die übrige Wohnbebauung liegt 500 m und weiter entfernt. Da die Inhalationsdosis eine untergeordnete Rolle spielt, lässt sich die „determining habitation“ über die externe Strahlenexposition bestimmen. In Tab. 6.3-3 sind die aus /L67/ entnommenen potentiellen Wohnlagen mit den ermittelten Strahlenexpositionen aufgeführt. Daraus resultiert, dass nicht die nächstgelegene Wohnbebauung, sondern weiter entferntere Wohnlagen ungünstigste Strahlenexpositionen aufweisen. Da für Jugendliche und Kinder die Inhalationsdosis an den in Tab. 6.3-3 genannten Aufpunkten unter $5 \cdot 10^{-3} \mu$ Sv im Jahr liegt, ergibt sich für alle Altersgruppen der Aufpunkt Nr. 5 als „determining habitation“.



Nr.	Sektor	Entfernung (ca.)	Externe Dosis u. Inhalationsdosis
1	0°	600 m	1,02 µSv im Kalenderjahr
2	30°	900 m	1,20 µSv im Kalenderjahr
3	60°	1000 m	1,15 µSv im Kalenderjahr
4	90°	900 m	1,00 µSv im Kalenderjahr
5	120°	650 m	1,34 µSv im Kalenderjahr
6	180°	300 m	1,00 µSv im Kalenderjahr
7	300°	500 m	1,27 µSv im Kalenderjahr
8	330°	600 m	0,81 µSv im Kalenderjahr

Tab. 6.3-3: Effektive externe Dosis und Inhalationsdosis (Erwachsener) an der Umgebungsbebauung in Analogie zur englischen Vorgehensweise zur Ermittlung der „determining habitation“

Zusammenfassend ist in Tab. 6.3-4 die Strahlenexposition der Bezugsgruppen angegeben, die analog der englischen Vorgehensweise ermittelt wurde.

Altergruppe	Effektive Dosis (England)
Erwachsener	2,8 µSv im Kalenderjahr (critical group)
Jugendlicher (15 J)	1,9 µSv im Kalenderjahr
Kind (10 J)	1,8 µSv im Kalenderjahr
Kleinkind (1 J)	1,8 µSv im Kalenderjahr

Tab. 6.3-4: Effektive Dosis der Referenzgruppen, ermittelt unter Berücksichtigung englischer Vorgehensweisen (Einschränkungen siehe Text)

Die geringere Strahlendosis für jüngere Altersgruppen resultiert im Wesentlichen aus der Festlegung, dass die jüngeren Altersgruppen sich überwiegend in Innenräumen aufhalten. Da die AVV /L1/ diese Vorgabe nicht enthält, nimmt die Dosis nach der deutschen Berechnungsvorschrift entgegengesetzt häufig (nuklidabhängig) mit abnehmendem Alter zu. Wie aus Tab. 6.3-3 hervorgeht, differieren die externen Dosen für einige Aufenthaltsorte nur unwesentlich. Im Rahmen der Genauigkeit dürften deshalb aus englischer Sicht wahrscheinlich mehrere potentielle „determining habitations“ existieren.

Bei einer Dosisbeschränkung von 0,3 mSv/a effektiv liegt die maximal errechnete Dosis bei ca. 1 % des Grenzwertes.



- Frankreich

In Frankreich werden häufig mehrere unterschiedliche kritische Gruppen bzw. „groupes témoins“ betrachtet. Im gewählten Beispiel wären dies neben der Landbevölkerung in der Umgebung des KKW beispielsweise die Dorfbewohner von Brokdorf. Für den Vergleich wird die Gruppe der Landbevölkerung betrachtet. Als kritische Gruppe werden die Bewohner innerhalb einer 2000 m-Zone um die Anlage definiert. Eine 1500 m-Zone wurde beispielsweise für die Betrachtung der Strahlenexposition der Landbevölkerung in der Umgebung von Nord-Cotentin festgelegt /L53/.

Vereinfacht wird davon ausgegangen, dass die gesamte ländliche Umgebung (die Elbe wird nicht betrachtet) der Anlage prinzipiell zur Nahrungsgewinnung genutzt werden kann. Der „espace reference“, also das betrachtete Areal zur Nahrungsgewinnung, kann demnach im vorliegenden Fall auch in der Haupteinflusszone (zone influencée) liegen, die ungefähr vom 20°-Sektor bis zum 120°-Sektor reicht. Gleichzeitig liegen in diesem Bereich mehrere Ansiedlungen, sodass für die kritische Gruppe angenommen wird, dass sie sich in der „zone influencée“ innerhalb des 2 km Radius aufhalten und dort auch Nahrung gewinnen. Abgeschätzt wird die Strahlenexposition über die Mittelwerte im Entfernungsbereich zwischen 300 m und 2 km der genannten Sektoren.

Verschiedene Altersgruppen werden in Frankreich bisher nicht betrachtet. In Bezug auf Organe gehen aus den Unterlagen Dosiskoeffizienten für Schilddrüse, Knochenmark und Magendarm-Trakt hervor. Die mit den genannten Annahmen berechneten Dosen sind in Tab. 6.3-5 aufgeführt.

Organ	Dosis Erwachsener (Frankreich)
Schilddrüse	8,0 µSv im Kalenderjahr
Magendarm-Trakt	6,5 µSv im Kalenderjahr
Knochenmark	5,8 µSv im Kalenderjahr
Effektiv	5,7 µSv im Kalenderjahr

Tab. 6.3-5: Effektive Dosis und Organdosen der kritischen Gruppe Landbevölkerung Erwachsene der 2 km-Zone, ermittelt unter Berücksichtigung französischer Vorgehensweisen (Einschränkungen siehe Text)



Die prozentualen Anteile der Ingestion, γ -Bodenstrahlung und γ -Immersion zur effektiven Dosis ergeben sich zu 9,8 %, 82,6 % und 7,6 %. Mit 1 mSv/a effektiv liegt die errechnete Dosis bei unter einem Prozent des Grenzwertes.

- **Vorbelastung**

Falls am Standort andere Emittenten radioaktiver Stoffe vorhanden sind, ist in allen drei Ländern die Vorbelastung zu berücksichtigen. Während in Deutschland die Dosisbeschränkungen auch einschließlich einer Vorbelastung eingehalten werden muss, gilt in England bei mehreren Emittenten am Standort die höhere Dosisbeschränkung von 0,5 mSv/a.

- **Zusammenfassung**

Die Ergebnisse im Vergleich können Tab. 6.3-6 entnommen werden. Das konservative Vorgehen bei der Abschätzung der Strahlenexposition der Bevölkerung im Rahmen von deutschen Genehmigungsverfahren führt im gewählten Beispiel gegenüber den zu erwartenden Dosen unter Anwendung der englischen bzw. französischen Verfahrensweise zu mehr als der 6-fachen bzw. etwa zur 3-fachen effektiven Dosis für erwachsene Bezugsperson. Im Gegensatz zum Ergebnis nach AVV ergibt die englische Methode niedrigere Dosen für jüngere Altersgruppen.

Dosis [μSv/a]	Deutschland	England	Frankreich
Effektiv Erwachsener	16,7	2,8	5,7
Effektiv Maximal	25,6 (Säugling)	2,8 (Erwachsener)	5,7 (nur Erwachsene)
Schilddrüsen Erwachsener	22,7	-	8,0
Maximale Organdosis	58,7 (Schilddrüse) (Kleinkind)	-	8,0 (Schilddrüse) (nur Erwachsene)

Tab 6.3-6: Gegenüberstellung der ermittelten Strahlenexposition der Bezugsgruppen (kritische Gruppen) für den Beispielstandort bei Vorgabe der Emission eines Modellgemisches nach AVV /L1/ unter Berücksichtigung der länderspezifischen Vorgehensweisen



Zusammenfassend kann in Bezug auf die durchgeführten Betrachtungen gefolgert werden, dass das in Deutschland verwendete Berechnungsmodell gegenüber den Berechnungsvorschriften in den untersuchten Ländern keine wesentlich konservativeren Ergebnisse erzielt. Jedoch führen die sehr konservativen Annahmen über die Referenzpersonen und die detaillierte Betrachtung aller Altersklassen und Organe in Deutschland zu Strahlenexpositionen, die deutlich über den Dosisabschätzungen zur kritischen Gruppe in England und Frankreich liegen.



7 Ausbreitung radioaktiver Stoffe in Fließgewässern

- England

Bei Ableitung radioaktiver Stoffe mit Wasser wird in England anders wie in Deutschland und Frankreich bis dato ausschließlich die Einleitung in Meeresgewässer betrachtet. Zukünftig sollen aber bestehende Modelle für den Fall Einleitung radioaktiver Stoffe in Flüsse und Seen weiterentwickelt werden. Die Berechnungen werden nicht von der Genehmigungsbehörde FSA, sondern vom Centre For Environment Fisheries Aquaculture Science (CEFAS) durchgeführt. Die CEFAS ist die Ausführungsbehörde der Agency of the Departement for Environment Food and Rural Affairs (Defra). Für die meisten Standorte wird in England ein „single compartment“ Modell, namens „IDLE“, oder das Advektion-Diffusionsmodell „WAT“ zur Konzentrationsabschätzung in Gewässern verwendet /L27/. Die Parameter dieser Modelle werden anhand von Messungen verifiziert. Sie beschreiben die lokale ozeanographische Zone. Umfangreiche Messprogramme der CEFAS erlauben an einzelnen Standorten auch die Dosisabschätzung mittels der Methode der Normalisierten Aktivitätskonzentrationen (NAC's). Dabei wird angenommen, dass eine lineare Beziehung zwischen der Emission und der durchschnittlichen Konzentration von Radionukliden in der Umwelt besteht. Sind die Beziehungen bekannt, können Dosisabschätzungen für vorgegebene Emissionen durchgeführt werden (siehe auch /L10/).

Wie bereits dargelegt wurde, unterscheiden sich die Annahmen zur kritischen Gruppe gegenüber der deutschen Vorgehensweise. Lokale Erhebungen zu Verhalten und Verzehrsgewohnheiten werden durchgeführt. Gewöhnlich werden zudem die drei Nahrungsmittelgruppen Fisch, Krebse und Muscheln mit in die Betrachtungen einbezogen.

- Deutschland und Frankreich

Im Folgenden wird auf eine ausführliche Erläuterung der Modelle aus Deutschland (AVV) und Frankreich (AQUAREJ) aus den nachfolgenden Gründen verzichtet und ausschließlich qualitativ auf Vorgehensweisen und Modelle eingegangen. Zum einem wird der in Deutschland verwendete Formalismus ausführlich in der AVV zu § 47 StrlSchV /L1/ dargestellt, zum anderen sind die Beziehungen zur Berechnung des Transfers in der Nahrungskette analog denen, die in Kapitel 4 aufgeführt sind. Die Modelle, die zur Berechnung der Strahlenexposition infolge der Ableitung von Radionukliden mit Wasser in Deutschland und Frankreich Anwendung finden, basieren somit in diesem Bereich weitgehend auf ähnlicher Grundlage /L1,



L74/. Abweichende Vorgehensweisen sind aus Kapitel 4 zu ersehen. Unterschiede gibt es zudem in der Berechnung der externen Strahlenexposition (z.B. Aufenthalt auf Sediment). Die Berechnungsweise erfolgt in Frankreich nach Schaefer /L74/, die beispielsweise in /L10/ erläutert ist.

Radioaktive Stoffe, die mit Wasser aus einer kerntechnischen Anlage in Fließ- oder Oberflächengewässern abgeleitet werden, wirken auf den Menschen dann ein, wenn eine Nutzung an der Einwirkungsstelle erfolgt. Deshalb werden bei der Berechnung der Strahlenexposition die Stellen zugrunde gelegt, an denen sich unter Berücksichtigung realer Nutzungsmöglichkeiten die höchste effektive Dosis oder die höchsten Organdosen ergeben. Diese Vorgehensweise wird sowohl in Deutschland als auch in Frankreich praktiziert. In Deutschland wird an den Stellen maximaler äußerer Strahlenexposition sowohl im Nahbereich als auch im Fernbereich zusätzlich die jährlichen Radionuklidinkorporationen berücksichtigt, die sich durch den Verzehr von solchen Lebensmitteln ergeben, die zu den höchsten Organdosen oder zur höchsten effektiven Dosis führen.

Zur Ermittlung der Strahlenexposition werden in beiden Ländern

- die Exposition durch Aufenthalt auf Sediment und
- die Exposition durch Aufnahme radioaktiver Stoffe mit der Nahrung auf dem Weg
 - o Trinkwasser
 - o Wasser – Fisch
 - o Viehtränke – Kuh – Milch
 - o Viehtränke – Tier – Fleisch
 - o Beregnung – Futterpflanze – Kuh – Milch
 - o Beregnung – Futterpflanze – Tier – Fleisch
 - o Beregnung – Pflanze
 - o falls begründet, landwirtschaftliche Nutzung auf Überschwemmungsgebieten

und darüber hinaus

in Frankreich

- o Aufenthalt im Wasser (Baden)

in Deutschland

- o Muttermilchpfad bei Säuglingen
- o Landwirtschaftliche Nutzung von Fluss- und Klärschlamm, falls begründet

betrachtet.



In den Modellen wird von einer instantanen Durchmischung des Abwassers mit dem Fließgewässer ausgegangen, wobei in Deutschland unterschieden wird, ob die Einleitung oberhalb oder unterhalb der Tidegrenze erfolgt. In Tab. 7-1 sind einige Parameter gegenübergestellt. Die Parameter zur Dosisberechnung bei Aufenthalt auf Sediment sind wegen der unterschiedlichen Berechnungsweise meist nicht direkt vergleichbar. Für die Umrechnungen müssen entsprechende anlagen- bzw. ortsspezifische Daten vorliegen. Wie in den Kapiteln 4 und 5 ausführlich dargestellt ist, unterscheidet sich auch die französische Nahrungsmittelleingruppierung von der von Deutschland.

Parameter	Einheit	Deutschland	Frankreich
Dichte des Sediments	kg m ⁻³	700	1300
Dichte des Spülfeldbodens	kg m ⁻³	1200	1300
Sedimentationsdauer	a	50	30
Aufenthalt auf Sediment	h	1000	12
Aufenthalt im Wasser	h	-	12
Sedimentationsgeschwindigkeit	m s ⁻¹	2,1 · 10 ⁻¹⁰	10 ⁻⁴
Wasserkonsum Rind	l d ⁻¹	75	30
Wasserkonsum Erwachsener	kg a ⁻¹	2 · 350	348
Aktivitätsanteil auf Pflanze bei Beregnung	-	0,3	0,1

Tab. 7-1: Vergleich einiger Parameter der Modelle aus Deutschland und Frankreich zur Dosisabschätzung für Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Wasser

- Schweden

In Schweden werden die Prozesse von der Ableitung radioaktiver Stoffe bis zur Dosisexposition mit dem probabilistischen Kompartimentmodell BIOPATH/PRISM simuliert, wobei meist lineare oder logarithmische Dreiecksverteilungen für die Eingabeparameter angesetzt werden /L69/. Die Grundlage solcher Kompartimentmodelle ist in Kap. 4 dargestellt. In /L71/ sind Datensätze für Dosisabschätzungen mit Kompartimentmodellen zusammengetragen. Dort sind auch vereinzelt in Schweden verwendete Parameterwerte aufgeführt.



8 Ausblick

Die Methoden, die in Deutschland, England und Frankreich zur prognostischen Ermittlung der Strahlenexposition der Bevölkerung bei Ableitung radioaktiver Stoffe im bestimmungsgemäßen Betrieb aus kerntechnischen Einrichtungen herangezogen werden, wurden vergleichend dargestellt. Insbesondere wurden die Unterschiede der zugrundeliegenden Ausbreitungsmodelle mit Luft und terrestrischen Nahrungskettenmodelle sowie im Vorgehen bei der Dosisermittlung herausgearbeitet. Neben den Ähnlichkeiten und Unterschiede in den Modellen selbst als auch in den verwendeten Parametern zeigte sich, dass sich in England und Frankreich ein Wandel vollzieht. Diese Tatsache erschwerte die Durchführung des Vorhabens erheblich. Im Vorhabenszeitraum wurden sowohl in England als auch in Frankreich die Behörden, die für die Genehmigung und Modellrechnungen zuständig sind, organisatorisch umstrukturiert. Gleichzeitig mit den Umstrukturierungen kamen neuere Methoden zum Einsatz. Beispielsweise wird in England seit dem Jahr 2003 zunehmend das modernere Ausbreitungsmodell ADMS /L56/ eingesetzt, insbesondere bei Beeinflussung der Ausbreitung durch Gebäude und Geländestrukturen. Ferner veröffentlichen sowohl die englischen als auch die französischen Behörden in neuerer Zeit Analysen zur Strahlenexposition der Bevölkerung mit anderen Ansätzen als diejenigen, die in der Literatur beschrieben sind oder uns zur Verfügung standen

In einem weiterführenden Vorhaben könnten aufbauend auf den geknüpften Kontakten die neueren Methoden zur Ermittlung der Strahlenexposition aus England und Frankreich in Erfahrung gebracht werden. Die Umstrukturierungen sind abgeschlossen, die Ansprechpartner bekannt und lizenzrechtliche Probleme für den Erwerb der Modelle wahrscheinlich gelöst. Vielfach sind jetzt die neueren Programme kommerziell erhältlich wie beispielsweise das englische Ausbreitungsprogramm ADMS. Damit ließen sich weitergehende vergleichende Berechnungen praktisch an allen deutschen Standorten vornehmen, da dieses Programm in England bei Standorten mit komplexer Umgebungsstruktur Anwendung findet. Mit dem französischen Programm Aquarej könnten vergleichende quantitative Berechnungen für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit Wasser durchgeführt werden. Ergänzend könnte das Programm der europäischen Kommission in einen detaillierten Vergleich mit einbezogen werden.



9 Literatur

- /L1/ Entwurf der Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrlSchV
"Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus
kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen", Stand 10.01.2001
BfS, SH 3.3: Novellierung der AVV zu § 47 StrlSchV (neu)
- /L2/ „Modelle, Annahmen und Daten mit Erläuterungen zur Berechnung der Strahlen-
exposition bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser zum Nach-
weis der Einhaltung der Dosisgrenzwerte nach § 45 StrlSchV“, Veröffentlichun-
gen der Strahlenschutzkommission (SSK), Band 17, Hrg. Bundesminister für
Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Stuttgart 1992
- /L3/ Clarke R. H., A model for short and medium range dispersion of radionuclides
released to the atmosphere, Chilton, NRPB-R91, (London, HMSO). 1979
- /L4/ Jones J. A., A Procedure to Include Deposition in the Model for Short and Me-
dium Range Atmospheric Dispersion of Radionuclides, The Second Report of a
Working Group on Atmospheric Dispersion, NRPB R122 (1981)
- /L5/ Jones J. A., The Estimation of Long Range Dispersion and Deposition of Con-
tinuous Releases of Radionuclides to Atmosphere. The Third Report of a Work-
ing Group on Atmospheric Dispersion, NRPB R123 (1981)
- /L6/ Jones J. A., A model for long range atmospheric dispersion releases of radio-
nuclides released over a short period. The Fourth Report of a Working Group on
Atmospheric Dispersion, NRPB R124 (1981)
- /L7/ Jones J. A., Models to allow for the effects of coastal sites, plume rise and
buildings on dispersion of radionuclides and guidance on the value of deposition
velocity and washout coefficients. The Fifth Report of a Working Group on At-
mospheric Dispersion, NRPB R157 (1983)



- /L8/ Jones J. A., Modelling wet deposition from short release. The Sixth Report of a Working Group on Atmospheric Dispersion, NRPB R198 (1986)
- /L9/ Jones J. A., The uncertainty in dispersion estimates obtained from working group models. The Seventh Report of a Working Group on Atmospheric Dispersion, NRPB R199 (1986)
- /L10/ Simmonds J.R., Lawson G., Mayall A., Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment, Radiation Protection 72, European Commission Report EUR 15760 EN, 1995
- /L11/ Pasquill F., The estimations of the dispersion of windborne material, Met. Mag. **90**, 1063, 33 (1961)
- /L12/ Geiß H., Nester K., Thomas P., Vogt K.J., In der Bundesrepublik Deutschland experimentell ermittelte Ausbreitungsparameter für 100 m Emissionshöhe. Kernforschungsanlage Jülich und Kernforschungszentrum Karlsruhe, Jül-1707, KfK-3095, 1981
- /L13/ Hübschmann W., Nester K., Thomas P., Ausbreitungshöhen von 160 m und 195 m. Kernforschungszentrum Karlsruhe, Jahresbericht der Hauptabteilung Sicherheit, KfK-2939, 1979, S. 182-184
- /L14/ Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Release, Safety Series No. 57, International Atomic Energy Agency, Vienna 2001
- /L15/ Smith F.B., A scheme for estimating the vertical dispersion of a plume from source near ground level. Proc. 3rd Meeting of an Expert Panel on Air Pollution Modelling 1972 in Paris, Nato-CCMS Report 14, 1973
- /L16/ Hosker R.P., Estimates of dry deposition and plume depletion over forests and grasslands, Proc. Symposium on Physical Behaviour of Radioactive Contaminants in the Atmosphere 1973 in Vienna, International Atomic Energy Agency, Vienna, 1974



- /L17/ Moore D.J., Calculation of ground level concentration for different sampling periods and source locations, Atmospheric Pollution (1976), S. 5160
- /L18/ Gifford F.A., Diffusion in the lower layers of atmosphere, Meteorology and Atomic Energy, US Atomic Energy Commission, TID 24190 (1968)
- /L19/ Doury A., BASES DE CONCEPTION POUR LA MODELISATION OPERATIONELLE DE LA DISPERSION ATMOSPHERIC, World Conference Chemical accidents 1987 in Rom, Rapport DAS Nr. 420
- /L20/ Doury A., UNE METHODE DE CALCUL PRACTIQUE ET GENERALE POUR LA PREVISION NUMERIQUE DES POLLUTIONS VEHICULEES PAR L'ATMOSPHERE, Rapport CEA-R-4280, 1972
- /L21/ Doury A., PRACTIQUES FRANCAISES EN MATIERE DE PREVISION QUANTITATIVE DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE POTENTIELLE LIEE AUX ACTIVITES NUCLEAIRES, CEC-RAPPORT 1980
- /L22/ R91STAR, A computer code for the analysis of short-term accidental release using the R91 methodology, User Guide March 2002, Cambridge Environmental Research Consultants Ltd., 2002
- /L23/ Holroyd R.J., Perkins R.J., R91ALTER, A computer code for the analysis of long-term releases using the R91 model, Report to MAFF, FM35A/91 (1991)
- /L24/ Handbuch der europäischen Kommission zum Programmpaket PC CREAM, EUR 17791 (NRPB-SR296), National Radiological Protection Board, 1997
- /L25/ Rall A., Persönliche Mitteilung, TÜV Süddeutschland Bau und Betrieb GmbH
- /L26/ Smith J.G., Bexon A., Boyer F.H.C., Harvey M., Jones A.L., Kindler T., Mercer J., Haywood S.M., Verhoef N.B., Haverkate B.R.W., Artmann A., Assessment of the Radiological Impact in the Population of the European Union of Discharges from



European Union Nuclear Sites between 1887 and 1996, Radiation Protection
128, European Communities, 2002

- /L27/ Assessment Methodology for the Potential Impact in Food of Radioactive Discharges to the Environment, Radiological Assessment Handbook, Food Standards Agency, 2002
- /L28/ www.metoffice.gov.uk/climate/uk/averages/index.html
- /L29/ Wildermuth, Persönliche Mitteilung, Bundesamt für Strahlenschutz
- /L30/ Klöckner H., Hutter J., Phillipczyk F., Wittwer C., Zusammenstellung der Genehmigungswerte für Ableitungen radioaktiver Stoffe mit der Fortluft und dem Abwasser aus kerntechnischen Anlagen der Bundesrepublik Deutschland (Stand Juli 2000), Bundesamt für Strahlenschutz, BfS-KT-2500 (2000)
- /L31/ Rall A., Telefonisches Umfrageergebnis, TÜV Süddeutschland Bau und Betrieb
- /L32/ Deville-Cavelin G., Carol B., Monfort M., Description du Code COTRAM 2 de Calcul de Coefficients de Transfert Atmosphérique Moyens, Note Technique SEAC/94/188, Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire, Juni 1994
- /L33/ Monfort A., email-Mitteilungen, vom 07.01.2003, 10.04.2003, 14.04.2003, 15.04.2003 und 30.04.2003
- /L34/ Catherine H., email-Mitteilung vom 05.03.2003
- /L35/ Morin A., FOCON 96 Version 1.0, NOTICE THEORIQUE, Note Technique SEGR/SAER/96-108 Indice 5, Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire, Dezember 1995
- /L36/ KTA 1508, Instrumentierung zur Ermittlung der Ausbreitung radioaktiver Stoffe in der Atmosphäre, BAnz. Nr. 37A, September 88



- /L37/ Morin A., Merle-Seremeta, Use of PC CREAM: Dosimetric Impact of Atmospheric Discharges of Nuclear Power Plant in Simmonds J.R., PC CREAM User Group -Report of the first Meeting, NRPB-R309 1998
- /L38/ Ehrhardt J., Rafat M., Raskob W., Errichtung und Betrieb des RODOS Systems an zentraler Stelle (RODOS Zentrale), Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe, 2002
- /L39/ Untersuchung zur atmosphärischen Ausbreitung von Schadstoffen nach Kurzzeitemission in nicht ebenen Gelände – Third Field Experiment on Atmospheric Dispersion around the isolated Hill Sophienhöhe in August/September 1988, Bericht 2388, Forschungszentrum Jülich, 1990, Hrsg. Zeuner G. und Heinemann K.
- /L40/ CORINE-Kataster, Daten zur Bodenrauhigkeit der Bundesrepublik Deutschland, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, 2001
- /L41/ Smith K. R., Brown J., Jones J.A., Mansfield P., Smith J.G., Haywood S.M. Uncertainties in the Assessment of Terrestrial Foodchain Doses, Memorandum, NRPB M922 (1998)
- /L42/ Robinson C.A., Generalised Habit Data for Radiological Assessments, Memorandum, NRPB M636 (1995)
- /L43/ Smith K.R., Jones A.L., Generalised Habit Data for Radiological Assessments, NRPB W41 (2003)
- /L44/ Ould-Dada Z., Tucker S., Webbe-Wood D., Mondon K., Hunt J., Assessment of prospective foodchain doses from radioactive discharges from BNFL Sellafield, J. Environ. Radioactivity 59 (2002) 273 – 291
- /L45/ Brenk H. D., „Dosisfaktoren für ca. 800 Radionuklide zur Berechnung der externen Strahlen Exposition durch Photonen- und Elektronenstrahlung“, BSU-7904/1, ISBN 3-9243-29-00-1, Aachen 1983



- /L46/ Nachtigall, Table of specific gamma ray constants, Verlag Karl Thiemig KG, München 1969
- /L47/ Morin A., Rommens C., FOCON 96 Version 1.0, BIBLIOTHEQUE DES DONNEES NUCLAIRES DE BASE, DES PARAMETRES RADIOECOLOGIQUES ET DES COEFFICIENTS DE DOSE, Note Technique SEGR/SAER/97-22 Indice 4, Institute de Protection et de Sûreté Nucléaire, Mai 1999
- /L48/ Rommens C., Etude bibliographique et choix des données par défaut pour les logiciels de calcul des impacts dosimétriques, Note Technique SEGR/SAER/97-n° 25 Indice 3, Institut de protection et de sûreté nucléaire, 1999
- /L49/ Bekanntmachung der Dosiskoeffizienten zur Berechnung der Strahlenexposition vom 23. Juli 2001, Bd. 1 und Bd. 2, Bundesanzeiger Nr. 160a und 160b, 28. August 2001
- /L50/ Les Installations Nucléaire et l'Environnement – Méthode d'évaluation de l'impact radioécologique et dosimétrique, Hrg. Foulquier L., Bretheau F., Institute de Protéction et de Sûreté Nucléaire, EDP Sciences, 1998, ISBN 2-86883-331-4
- /L51/ Guidance For Assessing The Potential Impact Of Radionuclide Discharges To The Environment, Version 6, Joint Food Safety and Standards Group, MAFF, December 1999
- /L52/ 3rd Meeting National Doses Assessment Working Group (NDAWG), 10. Juni 2003, www.ndawg.org
- /L53/ Homepage IRSN – Institut des Radioprotection et Sûreté Nucléaire, www.IRSN.de
- /L54/ Haywood S.M., Cooper J.R., Mansfield P., International Approaches to the setting of Authorisations to Discharge Radionuclides, DETR Report No. DETR/RAS/98.007, December 1998



- /L55/ J.R. Simmonds, Brown J., FARMLAND – A Dynamic Model for the Transfer of Radionuclides through Terrestrial Foodchains, NRPB-R273
- /L56/ www.cerc.co.uk
- /L57/ A Soil Plant Animal Dynamic Evaluation Code (SPADE), Version 4.5, ws/Atkins, MAFF, 1998
- /L58/ Bundesamt für Strahlenschutz, Schreiben vom 20. August 2002
- /L59/ Wallner C., Optimizing Plant Safety and Operation Using a Blend of Probabilistic and Deterministic Methods, Post Conference Seminar 15, 17. Internationalen Konferenz SMIRT 17 (Structural Mechanics in Reactor Technology) vom, TÜV Süddeutschland, München, August 2003
- /L60/ Bundesamt für Strahlenschutz, e-mail-Mitteilung vom 30.06.2003
- /L61/ ICRP Heft 26, Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission Deutsche Ausgabe, Hrg. Bundesgesundheitsamt der Bundesrepublik Deutschland, Gustav Fischer Verlag, 1978
- /L62/ ICRP Publication 43, Principles of Monitoring for the Radiation Protection of the Public Annals of the ICRP, ICRP Vol. 15/1 (1985)
- /L63/ ICRP Publication 81, Radiation Protection Recommendations as Applied to the Disposal of Long-lived Solid Radioactive Waste, Annals of the ICRP, ICRP Vol. 28/4 (1998)
- /L64/ Consultative exercise on Dose Assessment (CEDA), Discussion of the methods of assessing the impact of radioactive discharges on the public, 3rd & 4th October 2000, Final report May 2001, Food Standards Agency
- /L65/ www.IRSN.de, Les outils mathématique les mieux adaptés a l'évaluation des concentrations de radionucléides dans les différentes composantes des L'environnement du Nord-Cotentin, Groupe des travaux N° 3, 1997-1999



- /L66/ Thorne M.C., Coughtrey, Dynamic models for radionuclide transport in soils, plants and domestic animals, Ecological aspects of radionuclide release, Ed. Coughtrey P. J., Bell J.N.B. and Roberts T.M., Oxford, Blackwell Scientific, 1983
- /L67/ e-on, Standortinformationen, Schreiben vom 25.09.03, email-Mitteilung vom 25.09.03
- /L68/ Bergström U., email-Mitteilung vom 18.02.2002
- /L69/ Bergström U., Karlsson S., Nordlinder, Doses in Various Parts of the Biosphere Due to Long-Lived Radionuclides Originating from Deep Geological Repositories, Proceedings of the International Symposium on Radioactive Waste Disposal, Health and Environmental Criteria and Standards, Stockholm Schweden, 1998
- /L70/ Calculation Models for the Transfer of Radioactive Substances from a Deep Repository for Spent Nuclear Fuel to the Biosphere, Nuclear Waste state-of-the-art report, Swedish National Council for Nuclear Waste, 2001
- /L71/ H12-Projekt to Establish the Scientific and Technical Basis for HWL Disposal in Japan, Safety Assessment of the Geological Disposal System Supporting Report 3, 2003
- /L72/ Radiation protection 111, Retrospective assessment of the impact nuclear installations on members of the public under normal operation conditions, European Commission 1999
- /L73/ Jones K.A., Walsh C., Bexon A., Simmonds J.R., Jones A. L., Harvey M., Artmann A., Martens R., Guidance on the assessment of radiation doses to members of the public due to the operation of nuclear installations under normal conditions, European Commission 2001
- /L74/ Morin A., AQUAREJ 2.5, NOTICE THEORIQUE, Note Technique SEGR/SAER/97-22 Indice 4, Institute de Protection et de Sûreté Nucléaire, Mai 1999



Industrie Service

/L75/ TÜV Süddeutschland, ROENORM 2001, Computercode zur Berechnung der radioökologischen Auswirkungen der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft aus Kernkraftwerken oder kerntechnischen Einrichtungen gemäß der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 Strahlenschutzverordnung, Version 01/2001.