

KfK 4990  
Februar 1992

# **Konsequenzen und Wirksamkeit von Umsiedlungsmaßnahmen nach kerntechnischen Unfällen**

J. Qu  
Institut für Neutronenphysik und Reaktortechnik  
Projekt Nukleare Sicherheitsforschung

**Kernforschungszentrum Karlsruhe**



**Kernforschungszentrum Karlsruhe  
Institut für Neutronenphysik und Reaktortechnik  
Projekt Nukleare Sicherheitsforschung**

**KfK 4990**

**KONSEQUENZEN UND WIRKSAMKEIT VON UMSIEDLUNGSMASSNAHMEN  
NACH KERntechnischen UNFÄLLEN**

**Jingyuan Qu**

**Dissertation genehmigt von der Fakultät für Maschinenbau  
der Universität Karlsruhe**

**Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe**

Als Manuskript gedruckt  
Für diesen Bericht behalten wir uns alle Rechte vor

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH  
Postfach 3640, 7500 Karlsruhe 1

ISSN 0303-4003

## **Kurzfassung**

Die unfallbedingte Freisetzung von radioaktivem Material aus einer kerntechnischen Anlage kann zur Vermeidung hoher Gesundheitsrisiken die Evakuierung und/oder Umsiedlung der Bevölkerung aus hochkontaminierten Gebieten erforderlich machen. Im Rahmen ausführlicher Parameterstudien mit dem Programmsystem COSYMA wurde die Methodik probabilistischer Unfallfolgenabschätzungen erstmalig eingesetzt, um allgemeine Schlußfolgerungen abzuleiten und insbesondere Abhängigkeiten zwischen all jenen Einflußgrößen zu quantifizieren, von denen der Umfang, die Dauer, die Wirksamkeit und die monetären Konsequenzen von Umsiedlungsmaßnahmen abhängen. Als wichtigste Größen sind zu nennen: die Menge der freigesetzten Radionuklide, die Dosisgrenzwerte, bei deren Überschreitung Umsiedlung erfolgt, die (vermeidene) Dosisbelastung in der Bevölkerung und die entstandenen Kosten. Da Dekontaminationsmaßnahmen die Umsiedlungsdauer verkürzen, wurden sie ebenfalls in die Betrachtungen einbezogen.

Die Monetarisierung der relevanten Unfallfolgen erlaubte es, die Anwendbarkeit von Kosten/Nutzen Analysen auf ihre Eignung zur Festlegung von Dosis-Eingreifwerten zu untersuchen. Dabei zeigte sich, daß die unterschiedliche Bewertung von Kollektivdosen aus verschiedenen Individualdosisbereichen und damit die Einbeziehung subjektiver Beurteilungen das Analyseverfahren deutlich erweitert und verbessert.

## CONSEQUENCES AND EFFECTIVENESS OF RELOCATION AFTER NUCLEAR ACCIDENTS

### **Abstract**

Accidental releases of radioactive material from nuclear installations may necessitate evacuation and/or relocation of the population from contaminated areas to avoid high health risks. Extensive parameter studies have been performed with the program package COSYMA for probabilistic accident consequence assessments to quantify by means of PRA methods the interdependence of all those quantities, which influence the extent, the duration, the efficiency and the monetary costs of relocation. As most important quantities, the amount of radionuclides released, the dose intervention levels for relocation, the (avoided) radiation doses in the population and the associated costs have been identified. Decontamination measures have also been included in the investigations, since they reduce the duration of relocation.

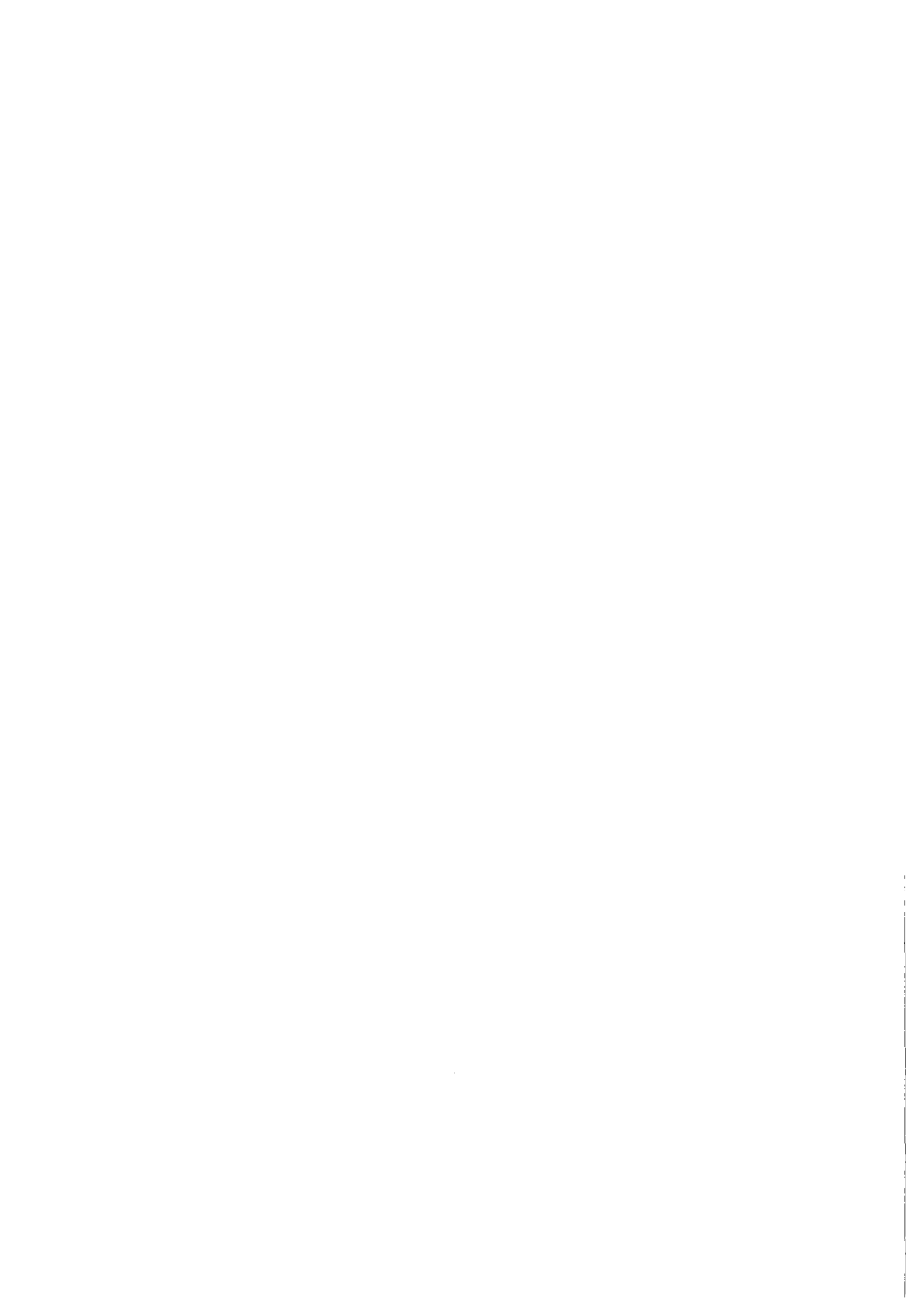
The expression of all relevant accident consequences in monetary units allowed to investigate the applicability of cost/benefit analysis for deriving the most favourable intervention levels. It could be shown that weighting with different factors of collective doses calculated from different individual dose bands, and thus incorporating subjective judgements, significantly extends and improves the method.

<b>1. Einleitung</b> .....	<b>1-1</b>
<b>2. Problembeschreibung und methodisches Vorgehen</b> .....	<b>2-1</b>
2.1 Grundlagen des anlagenexternen Notfallschutzes .....	2-1
2.1.1 Biologische Aspekte des Strahlenschutzes .....	2-1
2.1.2 Prinzipien des Notfallschutzes .....	2-1
2.2 Thema und Methodik der vorliegenden Arbeit .....	2-3
2.3 Inhaltliche Gliederung der Arbeit .....	2-4
2.4 Literaturhinweise .....	2-5
2.5 Tabellen .....	2-7
<b>3. Modellierung und Abschätzung von Unfallfolgen</b> .....	<b>3-1</b>
3.1 Überblick .....	3-1
3.2 Struktur des COSYMA Teilsystems NL .....	3-1
3.3 Atmosphärische Ausbreitung und Ablagerung .....	3-3
3.4 Auswahl von Wetterabläufen für Unfallfolgenabschätzungen .....	3-5
3.5 Dosismodelle .....	3-7
3.5.1 Externe Strahlenexposition .....	3-7
3.5.2 Interne Strahlenexposition .....	3-8
3.6 Schutz- und Gegenmaßnahmen .....	3-9
3.6.1 Gebiete mit Schutz- und Gegenmaßnahmen "Umsiedlung" und "Dekontamination" .....	3-10
3.6.2 Berechnung von Strahlendosen unter Einbeziehung von Schutz- und Gegenmaßnahmen .....	3-12
3.7 Kostenmodelle .....	3-12
3.7.1 Ermittlung von Umsiedlungskosten .....	3-13
3.7.1.1 Transportkosten .....	3-13
3.7.1.2 Unterbringungskosten .....	3-13
3.7.1.3 Kosten durch Produktionsausfall .....	3-14
3.7.1.4 Kosten durch entgangene Kapitalnutzung .....	3-14
3.7.2 Ermittlung von Dekontaminationskosten .....	3-15
3.8 Ergebnisdarstellung .....	3-15
3.9 Literaturhinweise .....	3-16
3.10 Tabellen .....	3-18
3.11 Abbildungen .....	3-23

<b>4. Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Freisetzung, Dosisengreifwert und Gebietsgröße</b> .....	<b>4-1</b>
4.1 Charakteristika der Radionuklidfreisetzungen .....	4-1
4.2 Methodische Vorgehensweise .....	4-2
4.3 Eingabedaten für die Unfallfolgenabschätzungen .....	4-5
4.4 Ergebnisdarstellung und Analyse .....	4-7
4.4.1 Darstellung der Ergebnisse .....	4-7
4.4.2 Analyse der Ergebnisse .....	4-9
4.4.2.1 Qualitative Interpretation .....	4-9
4.4.2.2 Quantitative Analyse .....	4-11
4.5 Aussagesicherheit der Ergebnisse .....	4-14
4.5.1 Statistische Stabilität der Ergebnisse .....	4-15
4.5.2 Einfluß der Freisetzungsdauer .....	4-15
4.5.3 Einfluß der Freisetzungshöhe .....	4-16
4.6 Allgemeine Schlußfolgerungen .....	4-16
4.7 Literaturhinweise .....	4-18
4.8 Tabellen .....	4-20
4.9 Abbildungen .....	4-27
<b>5. Nutzen und Kosten von Maßnahmen</b> .....	<b>5-1</b>
5.1 Einleitung .....	5-1
5.2 Unfallfolgen und Intervention .....	5-2
5.2.1 Die Abhängigkeit der Individualdosis vom Eingreifwert für Umsiedlung ....	5-2
5.2.2 Die Abhängigkeit der Kollektivdosis vom Eingreifwert für Umsiedlung ....	5-5
5.2.3 Die Abhängigkeit der Kosten vom Eingreifwert für Umsiedlung .....	5-7
5.3 Unfallfolgen und Rücksiedlungskriterium .....	5-7
5.3.1 Die Abhängigkeit der Individualdosis vom Eingreifwert für Rücksiedlung ...	5-7
5.3.2 Die Abhängigkeit der Kollektivdosis vom Eingreifwert für Rücksiedlung ..	5-10
5.3.3 Die Abhängigkeit der Kosten vom Eingreifwert für Rücksiedlung .....	5-10
5.4 Zusammenhang der Individualdosis, Kollektivdosis und Kosten vom Dekontaminationsfaktor (DFMAX) .....	5-11
5.4.1 Die Abhängigkeit der Individualdosis von DFMAX-Werten .....	5-11
5.4.2 Die Abhängigkeit der Kollektivdosis von DFMAX-Werten .....	5-11
5.4.3 Die Abhängigkeit der Kosten von DFMAX-Werten .....	5-12
5.5 Die Änderung des Quellterms .....	5-14
5.6 Die allgemeinen Schlußfolgerungen .....	5-15
5.7 Literaturhinweise .....	5-16
5.8 Anhang .....	5-18
5.9 Tabellen .....	5-21



5.10	Abbildungen	5-24
<b>6.</b>	<b>Kosten-Nutzen-Analyse als Hilfsmittel zur Festlegung von Eingreifwerten</b>	<b>6-1</b>
6.1	Einleitung	6-1
6.2	Standard Kosten-Nutzen-Analyse	6-1
6.2.1	Methodisches Vorgehen beim Strahlenschutz	6-1
6.3	Die Ergebnisse der Standard Kosten-Nutzen-Analyse	6-3
6.4	Verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse	6-5
6.4.1	Allgemeine Überlegungen	6-5
6.4.2	Die Ergebnisse der verfeinerten Kosten-Nutzen-Analyse	6-7
6.5	Allgemeine Schlußfolgerungen	6-9
6.6	Literaturhinweise	6-11
6.7	Tabellen	6-13
6.8	Abbildungen	6-22
<b>7.</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>7-1</b>

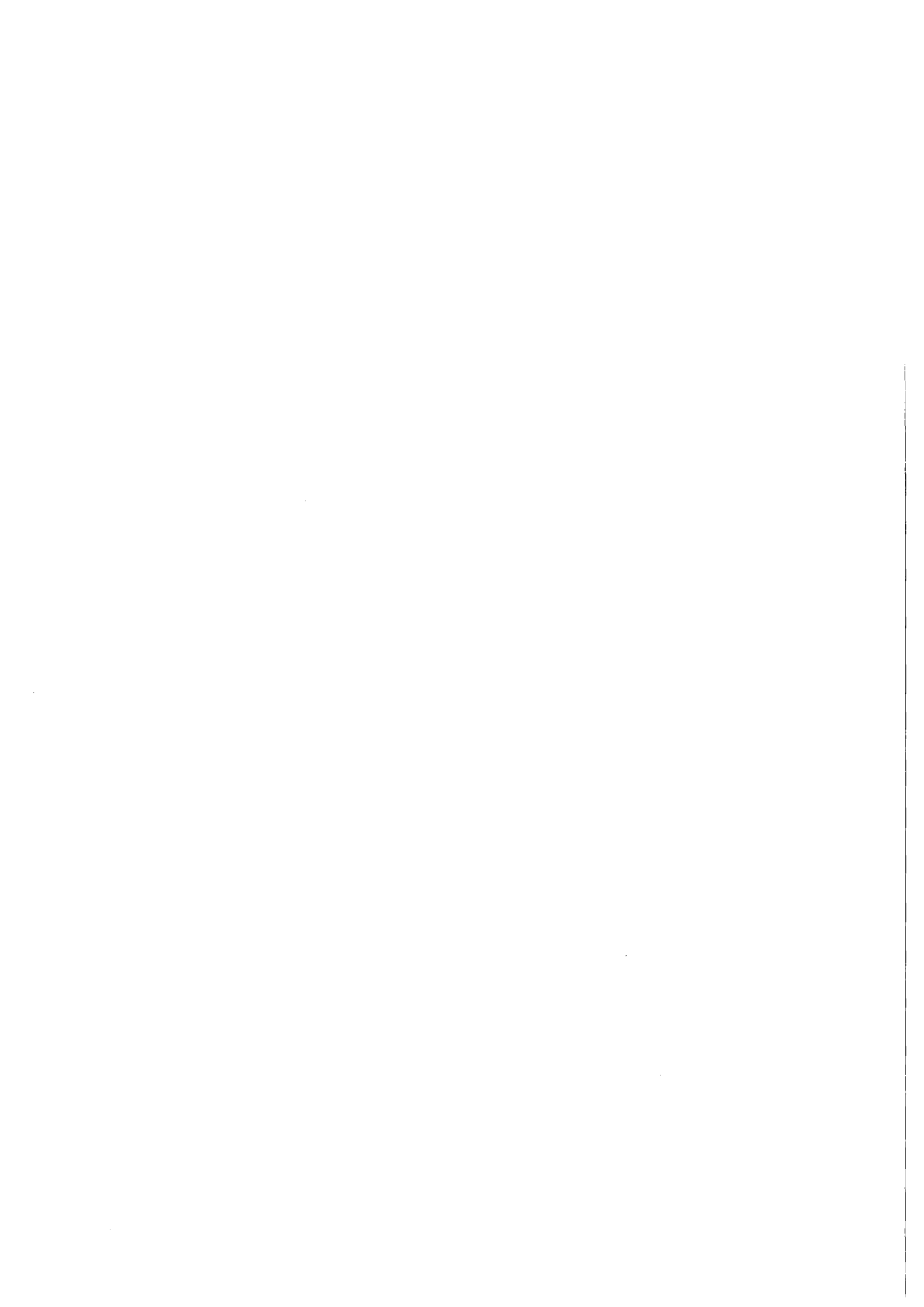


## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.	Struktur und Datenaustausch im Teilsystem COSYMA/NL	3-23
Abbildung 2.	Trajektorienmodell MUSEMET (schematisch)	3-24
Abbildung 3.	Ausbreitung und Ablagerung der Radionuklide	3-24
Abbildung 4.	Expositionspfade der externen Strahlenexposition	3-25
Abbildung 5.	Logik der Maßnahmen im Teilsystem COSYMA/NL	3-26
Abbildung 6.	Logik der Dosisberechnungen im Teilsystem COSYMA/NL	3-27
Abbildung 7.	Polarkoordinatenraster von COSYMA/NL	3-28
Abbildung 8.	Komplementäre Kumulative Wahrscheinlichkeitsverteilung (CCFD)	3-28
Abbildung 9.	Komplementäre kumulative Häufigkeitsverteilung für Umsiedlungsflächen F mit statistischen Kenngrößen	4-3
Abbildung 10.	Perzentilwerte der Umsiedlungsflächen als Funktion des Freisetzunganteils (schematisch)	4-3
Abbildung 11.	Konzept der Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Freisetzung und Wahrscheinlichkeit für Umsiedlung	4-5
Abbildung 12.	Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Iodfreisetzung	4-7
Abbildung 13.	Komplementäre Kumulative Häufigkeitsverteilung der Umsiedlungsflächen	4-8
Abbildung 14.	Freisetzungen in Abhängigkeit von der Wahrscheinlichkeit	4-9
Abbildung 15.	Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Caesiumfreisetzung	4-29
Abbildung 16.	Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Tellurfreisetzung	4-29
Abbildung 17.	Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Iodfreisetzung	4-30
Abbildung 18.	Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Iodfreisetzung	4-30
Abbildung 19.	Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Nuklidfreisetzung	4-31
Abbildung 20.	Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Nuklidfreisetzung	4-31
Abbildung 21.	Freisetzunganteil in Abhängigkeit von der Wahrscheinlichkeit	4-32
Abbildung 22.	Quelltermbereiche für Umsiedlungsmaßnahmen	4-32
Abbildung 23.	Quelltermbereiche für Umsiedlungsmaßnahmen	4-33
Abbildung 24.	99%-Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Caesiumfreisetzung bei unterschiedlichen Wetterablaufensembles	4-33
Abbildung 25.	99%-Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Iod-	

	freisetzung bei unterschiedlichen Wetterablaufensembles . . . . .	4-34
Abbildung 26.	99%-Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Iod- freisetzung bei unterschiedlichen Freisetzungsdauern . . . . .	4-34
Abbildung 27.	99%-Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Caesiumfreisetzung bei unterschiedlichen Freisetzungsdauern . . . . .	4-35
Abbildung 28.	99%-Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Iod- freisetzung bei unterschiedlichen Freisetzungshöhen . . . . .	4-35
Abbildung 29.	99%-Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Caesiumfreisetzung bei unterschiedlichen Freisetzungshöhen . . . . .	4-36
Abbildung 30.	Individualdosis als Funktion der Entfernung (99%-Perzentilwert) bei verschiedenen Eingreifwerten . . . . .	5-25
Abbildung 31.	Prozentuale Beiträge zur Potentiellen Dosis durch Bodenstrahlung und Inhalation bei Quellterm DE1 . . . . .	5-25
Abbildung 32.	Prozentuale Beiträge zur Potentiellen Dosis durch Bodenstrahlung und Inhalation bei Quellterm DE5 . . . . .	5-26
Abbildung 33.	Verteilung der Individualdosen (99%-Fraktilwert) . . . . .	5-26
Abbildung 34.	Potentielle Kollektivdosis als Funktion der Entfernung vom Unfallort	5-27
Abbildung 35.	Mittlere Kollektivdosis als Funktion der Entfernung vom Unfallort	5-27
Abbildung 36.	Mittlere Vermiedene Kollektivdosis als Funktion der Entfernung vom Unfallort . . . . .	5-28
Abbildung 37.	Potentielle Kollektivdosis bei Quellterm DE1 . . . . .	5-28
Abbildung 38.	Komponente der Kosten durch Umsiedlung bei Quellterm DE1 . . . . .	5-29
Abbildung 39.	Mittlere Umsiedlungsfläche bei den Quelltermen DE1 und DE5 . . . . .	5-29
Abbildung 40.	Individualdosis als Funktion der Entfernung vom Unfallort (99%- Fraktilwert) . . . . .	5-30
Abbildung 41.	Kollektivdosis in Abhängigkeit von BACKC-Werten bei Quellterm DE1 . . . . .	5-30
Abbildung 42.	Kosten der Umsiedlung bei Quellterm DE1 . . . . .	5-31
Abbildung 43.	Kosten der Umsiedlung als Funktion von BACKC-Werten bei Quell- term DE1 . . . . .	5-31
Abbildung 44.	Individualdosis für Verschiedene DFMAX-Werte bei Quellterm DE1	5-32
Abbildung 45.	Kollektivdosis in Abhängigkeit von DFMAX-Werten bei Quellterm DE1 . . . . .	5-32
Abbildung 46.	Kosten durch Maßnahmen bei Quellterm DE1 . . . . .	5-33
Abbildung 47.	Kosten als Funktion der Zeit bei Quellterm DE1 . . . . .	5-33
Abbildung 48.	Relative Vermiedene Kollektivdosis bei den Quelltermen DE1 und DE5	5-34
Abbildung 49.	Konzept der Standard Kosten-Nutzen-Analyse . . . . .	6-3
Abbildung 50.	Standard Kosten-Nutzen-Analyse . . . . .	6-22
Abbildung 51.	Standard Kosten-Nutzen-Analyse . . . . .	6-22

Abbildung 52. Standard Kosten-Nutzen-Analyse .....	6-23
Abbildung 53. Standard Kosten-Nutzen-Analyse .....	6-23
Abbildung 54. Bewertungsfunktionen in linearer Abhängigkeit von der Individualdosis	6-24
Abbildung 55. Bewertungsfunktionen in quadratischer Abhängigkeit von der Individualdosis .....	6-24
Abbildung 56. Verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse mit linearen Bewertungsfunktionen	6-25
Abbildung 57. Verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse mit linearen Bewertungsfunktionen	6-25
Abbildung 58. Verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse mit linearen Bewertungsfunktionen	6-26
Abbildung 59. Verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse mit quadratischen Bewertungsfunktionen .....	6-26
Abbildung 60. Verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse mit quadratischen Bewertungsfunktionen .....	6-27
Abbildung 61. Verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse mit quadratischen Bewertungsfunktionen .....	6-27
Abbildung 62. Verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse mit quadratischen Bewertungsfunktionen .....	6-28
Abbildung 63. Verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse mit quadratischen Bewertungsfunktionen .....	6-28
Abbildung 64. Verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse mit quadratischen Bewertungsfunktion .....	6-29



## Tabellenverzeichnis

Tabelle	1. Einleitung der Maßnahmen nach Ziel, Zeitpunkt und Folgen für die Bevölkerung .....	2-8
Tabelle	2. Dosisrichtwerte für "Verbleiben im Haus", "Einnahme von Iodtabletten" und "Evakuierung" .....	2-8
Tabelle	3. Ausbreitungsparameter (Karlsruhe-Jülich-System) .....	3-20
Tabelle	4. Mischungsschichthöhen in Abhängigkeit von Ausbreitungskategorie ..	3-21
Tabelle	5. Ablagerungsparameter .....	3-21
Tabelle	6. Washout-Parameter .....	3-22
Tabelle	7. Dosisfaktoren und Halbwertszeiten für Caesium-, Iod- und Tellur-Isotope .....	3-23
Tabelle	8. Mittlere Abschirmfaktoren für verschiedene Expositionspfade .....	3-24
Tabelle	9. COSYMA: Parameter für langfristige Schutz- und Gegenmaßnahmen ..	3-24
Tabelle	10. Rasterung des Teilsystems COSYMA/NL .....	3-24
Tabelle	11. Quellterme aus verschiedenen Untersuchungen .....	4-21
Tabelle	12. Kerninventar der Spaltprodukte Caesium, Iod und Tellur .....	4-22
Tabelle	13. Charakteristische Freisetzunganteile für Caesium, elementares Iod und Tellur .....	4-23
Tabelle	14. Größe der Umsiedlungsgebiete in Abhängigkeit von den Verhältnissen Cs/Te/I .....	4-23
Tabelle	15. Größe der Umsiedlungsgebiete in Abhängigkeit von den Verhältnissen Cs/Te/I .....	4-24
Tabelle	16. Größe der Umsiedlungsgebiete und Wetterabläufe für Kombination von Cs, Te und I .....	4-25
Tabelle	17. Größe der Umsiedlungsgebiete und Wetterabläufe für Caesium, Iod und Tellur .....	4-26
Tabelle	18. Größe der Umsiedlungsgebiete und Wetterabläufe für elemen. und aerosol. Iod .....	4-27
Tabelle	19. Proportionalitätskonstante zur Berechnung von Flächen-Perzentilwerten	4-27
Tabelle	20. Freisetzunganteile und zeitabhängige Aktivitätsfreisetzungen vom Quellterm F3b-DE .....	5-23
Tabelle	21. Potentielle Kollektivdosis bei den Quelltermen DE1 und DE5 .....	5-24
Tabelle	22. Kollektivdosis (verbleibende (KD) bzw. vermiedene ( $\Delta$ KD)) bei den Quelltermen DE1 und DE5 .....	5-24
Tabelle	23. Relative Veränderung der Umsiedlungskosten bei den Quelltermen DE1 und DE5 .....	5-25
Tabelle	24. Parameter $\alpha$ von verschiedenen Organisationen/Ländern .....	6-14

Tabelle 25. Kosten von Maßnahmen und verbleibende Kollektivdosis (AF= 1.0) (1)	6-14
Tabelle 26. Kosten von Maßnahmen und verbleibende Kollektivdosis (AF=0.5) (1)	6-15
Tabelle 27. Kosten von Maßnahmen und verbleibende Kollektivdosis (AF=0.2) (1)	6-15
Tabelle 28. Kosten von Maßnahmen und verbleibende Kollektivdosis (AF=0.1) (1)	6-16
Tabelle 29. Die Ergebnisse für Standard Kosten-Nutzen-Analyse (AF= 1.0) (1) . . . .	6-17
Tabelle 30. Die Ergebnisse für Standard Kosten-Nutzen-Analyse (AF= 0.5) (1) . . . .	6-18
Tabelle 31. Die Ergebnisse für Standard Kosten-Nutzen-Analyse (AF= 0.2) (1) . . . .	6-19
Tabelle 32. Die Ergebnisse für Standard Kosten-Nutzen-Analyse (AF= 0.1) (1) . . . .	6-20
Tabelle 33. Verbleibende Kollektivdosis als Funktion der Individualdosis . . . . .	6-21
Tabelle 34. Kostenminima in Abhängigkeit von $\alpha$ - und AF-Werten und Bewertungs- funktionen (1) . . . . .	6-22



## 1. Einleitung

Die Freisetzung von Anteilen des Aktivitätsinventars aus einer kerntechnischen Anlage nach der unfallbedingten Zerstörung sämtlicher Sicherheitsbarrieren kann zu erheblichen Kontaminationen in der Umgebung und damit zu derart hohen Strahlenbelastungen in der Bevölkerung führen, daß zur Vermeidung hoher Gesundheitsrisiken deren Umsiedlung aus den betroffenen Gebieten notwendig ist. Die noch immer andauernde Umsiedlung der Bevölkerung aus Gebieten der Größe von mehr als 10,000  $km^2$  im Umkreis des Standorts Tschernobyl [1][2] ist ein eindrucksvoller Beweis für die Realitätsnähe derartiger Unfallfolgenszenarien. Damit ist auch die Notwendigkeit begründet, in wissenschaftlichen Untersuchungen fundiert all jene Einflußgrößen zu quantifizieren, von denen der Umfang, die Dauer, die Wirksamkeit und die monetären Konsequenzen von Umsiedlungsmaßnahmen abhängen. Als wichtigste Größen sind hier zu nennen die Menge der freigesetzten Radionuklide, die Dosisgrenzwerte, bei deren Überschreitung Umsiedlung erfolgt, die vermiedene Dosisbelastung in der Bevölkerung und die unter Einbeziehung von Umsiedlungsmaßnahmen entstandenen Kosten. Da Dekontaminationsmaßnahmen die Umsiedlungsdauer verkürzen, sind sie ebenfalls in die Betrachtungen mit einzubeziehen. Allgemeine Schlußfolgerungen, die sich aus der Analyse von Zusammenhängen zwischen diesen verschiedenen Einflußgrößen ergeben, können dem Entscheidungsträger im konkreten Fall als wertvolles Hilfsmittel bei der Beurteilung von Maßnahmenstrategien dienen. Sie können aber auch im Sinne der Vorsorge zum Schutz der Bevölkerung in Empfehlungen und Richtlinien eingehen, die den Handlungsrahmen für die Durchführung von Umsiedlungsmaßnahmen bilden. Von besonderer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang die Entwicklung von Eingreifkriterien und deren zahlenmäßige Festlegung im konkreten Fall.

Zielsetzung der vorliegenden Arbeit ist es, als Ergebnis einer ausführlichen Parameterstudie derartige allgemeine Schlußfolgerungen über den Zusammenhang zwischen die Wirksamkeit und den Aufwand von Umsiedlungsmaßnahmen beeinflussenden Größen abzuleiten. Die Monetarisierung der relevanten Unfallfolgen erlaubt es auch, in Kosten-Nutzen-Analysen Aufwand und Wirksamkeit vergleichend gegenüber zu stellen. Dabei wird vor allem die Frage der Festlegung von Dosis-Eingreifwerten untersucht.

Als methodisches Hilfsmittel wird zur Quantifizierung von Einflußgrößen das Programmsystem COSYMA zur probabilistischen Abschätzung der radiologischen und monetären Konsequenzen von unfallbedingten Radionuklidfreisetzungen aus kerntechnischen Anlagen eingesetzt. Es liefert grundsätzlich Häufigkeitsverteilungen von Unfallfolgen, deren spektrale Verteilung sich aufgrund der Variabilität in den Umweltbedingungen (z.B. dem möglichen Wettergeschehen zum Zeitpunkt der Freisetzung) ergibt. Die erzielten Ergebnisse dieser Ar-

beit beziehen sich folglich nicht auf deterministische Einzelszenarien, sondern sind mit Wahrscheinlichkeitsangaben verknüpft.

Außer der Umsiedlung aus hochkontaminierten Gebieten läßt sich - je nach der zu erwartenden oder vorliegenden radiologischen Situation - durch andere Maßnahmen ein wirksamer Schutz der Bevölkerung erreichen. Hierzu gehören z.B. die vorsorgliche oder sofortige Evakuierung der Bevölkerung und Einschränkungen bei der Verteilung kontaminierter Nahrungsmittel. Die Identifizierung der wesentlichen die Initiierung und Durchführung dieser Schutz- und Gegenmaßnahmen bestimmenden Einflußgrößen ist gleichermaßen von großer Wichtigkeit, würde allerdings weit über den Rahmen dieser Arbeit hinausgehen.

[1] A.M. Kellerer

Zur Situation der vom Reaktorunfall betroffenen Gebiete der Sowjetunion  
Atomwirtschaft, März 1991, ss.118-124.

[2] L A Ilyin et al

Radiocontamination Patterns and Possible Health Consequences of the Accident at  
the Chernobyl Nuclear Power Station  
J. Radiol. Prot. 1990, Vol.10, No 13-29.

## 2. Problembeschreibung und methodisches Vorgehen

### 2.1 Grundlagen des anlagenexternen Notfallschutzes

#### 2.1.1 Biologische Aspekte des Strahlenschutzes

Radioaktive Strahlung kann in den verschiedenen Organen des menschlichen Körpers sowohl deterministische als auch stochastische Effekte verursachen. Deterministische Effekte ergeben sich aus der Abtötung von Gewebezellen; bei genügend hoher Strahlendosis führt dies zu einem derart hohen Zellenverlust, daß die Organfunktion erheblich beeinträchtigt wird bzw. völlig aussetzt. Die Wahrscheinlichkeit für derartige deterministische Gesundheitsschäden ist Null bei kleinen Strahlendosen, steigt aber oberhalb einer Dosischwelle sehr schnell an. Die Schwellenwerte sind für jede Schadensart unterschiedlich, liegen aber bei vielen Effekten bei Strahlendosen von einigen Sv, die sich innerhalb kurzer Zeit (einige Stunden bis Tage) akkumulieren [1].

Stochastische Effekte können aus Zellenveränderungen resultieren, wobei eine lineare Dosis-Risiko-Beziehung unterstellt wird, d.h. sie können selbst bei kleinsten Strahlendosen mit endlicher - wenn auch kleiner - Wahrscheinlichkeit auftreten. Die Veränderung von somatischen Zellen kann nach einer gewissen Verzögerungszeit von wenigen Jahren bis zu Jahrzehnten zur Entstehung von Krebs in den verschiedenen Körperorganen führen. Wenn Zellen betroffen sind, die genetische Informationen an die folgenden Generationen übertragen, können sich Erbschäden mit einem breiten Spektrum von Konsequenzen sehr unterschiedlicher Art und Schwere manifestieren. Für große Bevölkerungsgruppen liegen die integralen Risikoeffizienten für Mortalität infolge von Krebs nach neuesten Untersuchungsergebnissen bei etwa  $5 \cdot 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$  und für schwere Erbschäden bei  $1.3 \cdot 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$  [2].

#### 2.1.2 Prinzipien des Notfallschutzes

Umfassende Darstellungen über die Prinzipien und Grundlagen der Notfallschutzplanung wurden von der Kommission der Europäischen Gemeinschaften [3], der Internationalen Strahlenschutzkommission [4], der Weltgesundheitsorganisation [5], der Internationalen Atomenergiebehörde [6], dem britischen National Radiological Protection Board [7] und dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit [8] veröffentlicht.

In den genannten Veröffentlichungen wird von folgenden Grundsätzen ausgegangen:

- (a) Ernsthafte deterministische Effekte sollten durch Einleiten von Gegenmaßnahmen zur Begrenzung der Personendosis auf Werte unterhalb der für diese Effekte geltenden Schwellenwerte vermieden werden.
- (b) Das Risiko aufgrund stochastischer Effekte sollte durch Einleiten von solchen Gegenmaßnahmen begrenzt werden, die für die betroffenen Personen eindeutig von Nutzen sind.

Dies kann geschehen, indem die Verringerung der Personendosis und damit des individuellen Risikos, das sich aus einer Gegenmaßnahme ergeben würde, mit der Zunahme des individuellen Risikos als Folge dieser Gegenmaßnahme verglichen wird.

- (c) Das Auftreten stochastischer Effekte insgesamt sollte durch Verringerung der kollektiven Äquivalentdosis soweit wie vernünftig durchführbar begrenzt werden.
- (d) Die Risiken, Schwierigkeiten und Eingriffe in das gesellschaftliche Leben, die die Durchführung der diversen Gegenmaßnahmen hervorruft, sind je nach Ereignis sehr verschieden. Als Folge davon wird die Dosis, bei der eine vorgegebene Maßnahme ausgelöst wird, von den Auswirkungen auf die Bevölkerung beeinflusst sein. Eingreifwerte müssen in ihrer Anwendung so flexibel sein, daß ihre Anwendung an die im Ereignisfall betroffene Bevölkerung, ihre geographische Verteilung, soziale und andere Bedingungen, die meteorologischen Bedingungen im Ereignisfall sowie die potentielle Ausweitung des Unfalls angepaßt werden können.

Von Prinzip (d) wird ein Bandbreitenkonzept abgeleitet. Für jede Schutz- und Gegenmaßnahme wird ein unterer Dosisrichtwert angegeben, unterhalb dessen die Durchführung der Maßnahme nicht gerechtfertigt ist, und ein oberer Richtwert, der einen Bereich derart hoher Strahlendosen festlegt, daß Maßnahmen mit hoher Dringlichkeit einzuleiten sind.

In den meisten der genannten Veröffentlichungen werden untere und obere Richtwerte für folgende Maßnahmen angegeben:

- Verbleiben im Haus
- Einnahme von Iodtabletten
- Evakuierung
- Umsiedlung
- Einschränkungen beim Handel mit Lebensmitteln.

Die Höhe der vorgeschlagenen Richtwerte berücksichtigt nicht nur das damit verbundene Strahlenrisiko, sondern auch die Schwere des Eingriffs in die sozialen und wirtschaftlichen Strukturen der betroffenen Bevölkerung. Mit Hilfe der beiden Merkmale

- Ziel der Maßnahme (Reduktion der Kurzzeit-/Langzeitdosis) und
- Schwere des Eingriffs

erhält man das in Tabelle 1 dargestellte Schema. Die dazu in Tabelle 2 gezeigten Zahlenwerte sind der für die Bundesrepublik Deutschland relevanten Veröffentlichung [8] entnommen, die sich an [3] orientiert.

Die unter (a) bis (d) zitierten Richtlinien wurden in den vergangenen Jahren in den internationalen Gremien diskutiert und inzwischen durch folgende Grundsätze ersetzt [2][9]:

- Die Maßnahme sollte dadurch gerechtfertigt sein, daß sie mehr nützt als schadet.
- Art, Umfang und Dauer der Maßnahme ist derart zu optimieren, daß ein größtmöglicher Nutzen ("maximum net benefit") erzielt wird.
- Unter allen Umständen sind schwere deterministische Gesundheitsschäden dadurch zu vermeiden, daß durch geeignete Maßnahmen die Individualdosen unter den Schwellenwerten dieser Effekte bleiben. In gleicher Weise sind hohe Individualrisiken für stochastische Gesundheitsschäden zu reduzieren.

Bei zu erwartenden (potentiellen) Strahlendosen unterhalb den Schwellendosen für deterministische Effekte ist die Optimierung für jede Einzelmaßnahme durchzuführen. Das bedeutet ganz allgemein, daß die durch die Maßnahme erreichbare Dosisreduktion ("dose averted" oder "vermiedene Dosis") und die Kosten im weitesten Sinne (d.h. monetär, sozial usw.) gegeneinander abzuwägen sind. In einem Optimierungsverfahren ist ein Dosiseingriffwert derart festzulegen, daß bei möglichst großer Dosisverminderung die Kosten möglichst klein sind.

## ***2.2 Thema und Methodik der vorliegenden Arbeit***

Zielsetzung der vorliegenden Arbeit war es, für die Maßnahme "Umsiedlung der Bevölkerung" aus kontaminierten Gebieten die beiden Komponenten Dosisverminderung und Kosten genauer zu analysieren, wichtige Einflußgrößen zu identifizieren, Abhängigkeiten und Zusammenhänge zwischen Einflußgrößen aufzuzeigen und schließlich die Möglichkeiten und Grenzen der Kosten-Nutzen-Analyse als Optimierungsverfahren zur Festlegung von Eingriffswerten zu untersuchen. Die Umsiedlung der Bevölkerung wird als Maßnahme gegen

stochastische Gesundheitsrisiken nach Durchzug der Aktivitätsfahne eingeleitet. Umfang und Dauer von Umsiedlungsmaßnahmen können darum - im Gegensatz zur Evakuierung - unabhängig von der Frage deterministischer Gesundheitsrisiken allein durch Abwägen von vermiedenen Strahlendosen und entstehenden Kosten bewertet werden.

Grundsätzlich hat die Festlegung eines Dosis-Eingreifwerts für Umsiedlung immer in der konkreten Unfallsituation durch Einbeziehung aller entscheidungsrelevanten Einflußgrößen (neben vermiedenen Dosen und monetären Kosten auch sozial-ökonomische und psychologische Aspekte) zu erfolgen. In Empfehlungen angegebene obere und untere Richtwerte von Strahlendosen können hierbei nur als Anhaltspunkte dienen, sind jedoch keinesfalls als Grenzwerte mißzuverstehen.

Zur Identifizierung wichtiger Einflußgrößen und zur Ableitung allgemeiner Zusammenhänge bedarf es der Untersuchung einer Vielzahl von einzelnen Unfallsituationen. Genau dies wird durch die international anerkannte und in vielen Risikostudien (z.B. WASH-1400 [10], DRS-A [11], Sizewell [12], SNR-300 [13] und NUREG 1150 [14]) eingesetzte Methodik probabilistischer Unfallfolgenabschätzungen ermöglicht:

- eine bestimmte unfallbedingte Radionuklidfreisetzung wird für eine repräsentative Anzahl von mit gewissen Wahrscheinlichkeiten auftretenden Wetterabläufen unterstellt;
- mit Hilfe von Rechenmodellen werden für jeden Wetterablauf alle relevanten Unfallkonsequenzen - wie z.B. Strahlendosen und monetäre Kosten - unter Einbeziehung gewisser Schutz- und Gegenmaßnahmen berechnet;
- die Ergebnisse werden in Häufigkeitsverteilung jedes Konsequenztyps zusammengefaßt, aus denen sich charakteristische Größen, wie z.B. Mittelwerte und Perzentilwerte ableiten lassen.

In einer Vielzahl von Unfallfolgenabschätzungen kann durch Variation insbesondere der den Umfang und die Dauer von Umsiedlungsmaßnahmen bestimmenden Modellparameter der Einfluß auf diese charakteristischen Größen quantifiziert werden. Durch Diskussion und Analyse dieser Zusammenhänge lassen sich mit der entsprechenden statistischen Signifikanz Aussagen über die wichtigsten Einflußgrößen und ihre Abhängigkeiten machen.

### ***2.3 Inhaltliche Gliederung der Arbeit***

Nach der kurzen Beschreibung des in der vorliegenden Arbeit benutzten Rechenprogramms für Unfallfolgenabschätzungen und der zum inhaltlichen Verständnis notwendigen Rechenmodelle und Daten in Kapitel 3, wird in Kapitel 4 zunächst untersucht, bei welchen unfall-

bedingten Radionuklidfreisetzungen für vorgegebene Eingreifwerte Umsiedlungsmaßnahmen erforderlich sind und mit welchen Gebietsgrößen dabei zu rechnen ist. Insbesondere werden untere und obere Quelltermgrenzen angegeben, bei denen für einen festen Eingreifwert mit hoher statistischer Sicherheit nicht bzw. immer Umsiedlung einzuleiten ist.

In Kapitel 5 werden die Vor- und Nachteile von Umsiedlungsmaßnahmen als (vermiedene) Individualdosis, (vermiedene) Kollektivdosis und Kosten quantifiziert und der Einfluß der wichtigsten Modellparameter diskutiert. Das Kapitel 6 schließlich faßt die Ergebnisse mit Hilfe der Kosten-Nutzen-Analyse zusammen und diskutiert ihre Eignung als Optimierungsverfahren für die Festlegung des Eingreifwerts von Umsiedlungsmaßnahmen. Das Abschlußkapitel 7 gibt einen zusammenfassenden Überblick über die allgemeinen Schlußfolgerungen der vorliegenden Arbeit.

## **2.4 Literaturhinweise**

- [1] U.S. Nuclear Regulatory Commission  
Health Effects Models for Nuclear Power Plant Accident Consequences Analysis  
NUREG/CR-4214, SAND85-7185 (1990).
- [2] International Commission on Radiological Protection  
1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection  
ICRP Publication 60, Pergamon Press, Oxford and New York (1991).
- [3] Commission of the European Communities  
Radiological Protection Criteria for Controlling Doses to the Public in the Event of  
Accidental Releases of Radioactive Material. A Guide on Emergency Reference Levels  
from the Group of Experts convened under Article 31 of the Euratom Treaty  
Luxembourg, CEC Doc. V/5290/82 (1982).
- [4] International Commission on Radiological Protection  
Protection of the Public in the Event of Major Radiation Accidents: Principles for  
Planning  
ICRP Publication 40, Pergamon Press, Oxford and New York (1984).
- [5] World Health Organization  
Principles of Public Health Actions for Accidental Releases  
WHO, Genf (1984).
- [6] International Atomic Energy Agency

Principles for Establishing Intervention Levels for the Protection of the Public in the Event of a Nuclear Accident or Radiological Emergency  
Safety Series No.72, IAEA, Vienna (1985).

- [7] National Radiological Protection Board  
Emergency Reference Levels: Criteria for Limiting Doses to Members of the Public in the Event of Accidental Exposure to Radiation  
NRPB-ERL 2, London, HMSO (1981).
- [8] Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit  
Radiologische Grundlagen für Entscheidungen über Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung bei unfallbedingten Freisetzungen von Radionukliden  
Bonn, GMBL 1989 Nr.5, pp.94-103.
- [9] International Atomic Energy Agency  
Radiation Protection Principles for Sources not under Control: Their Application to Accidents  
Safety Series No.72, Revision 1, IAEA, Vienna (1990).
- [10] U.S. Nuclear Regulatory Commission  
Reactor Safety Study: An Assessment of Accidents in U.S. Commercial Nuclear Power Plants  
NRC Report WASH-1400 (NUREG 75/014), NTIS (1975).
- [11] Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) mbH  
Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke (Phase A), Eine Untersuchung zu dem durch Störfälle in Kernkraftwerken verursachten Risiko  
Verlag TÜV Rheinland, Köln (1979).
- [12] Kelly G N, Clarke R H  
An Assessment of the Radiological Consequences of Releases from Degraded Core Accidents for the Sizewell PWR  
NRPB-R137 London, HMSO (1982).
- [13] Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) mbH  
Risikoorientierte Analyse zum SNR-300 (GRS-51)  
Nettesheim Druck GmbH, Köln (1982).
- [14] U.S. Nuclear Regulatory Commission  
Reactor Risk Reference Document  
NUREG 1150, Washington, USNRC (1987).



## 2.5 Tabellen

Klassifizierung der Konsequenzen	Zeitpunkt/Ziel der Maßnahme	
	Maßnahme in der Frühphase gegen Kurzzeit-Exposition	Maßnahme in der Mittel-/Spätphase gegen Langzeit-Exposition
Weniger schwerwiegende Folgen für die Bevölkerung	Verbleiben in Gebäuden	Einschränkungen beim Handel mit Nahrungsmitteln
Schwerwiegende Folgen für die Bevölkerung	Evakuierung	Umsiedlung

**Tabelle 1. Einleitung der Maßnahmen nach Ziel, Zeitpunkt und Folgen für die Bevölkerung**

Maßnahme	Dosisrichtwerte (Dosis in mSv)					
	Ganzkörper (äußere Bestrahlung und Inhalation)		Schilddrüse (Inhalation)		Lunge oder jedes bevorzugt bestrahlte Einzelorgan (*) (äußere Bestrahlung und Inhalation)	
	unterer Richtwert	oberer Richtwert	unterer Richtwert	oberer Richtwert	unterer Richtwert	oberer Richtwert
Verbleiben im Haus	5	50	-	-	50	250
Einnahme von Iodtabletten	-	-	200	1000	-	-
Evakuierung	100	500	-	-	300	1500
(*) mit Ausnahme der Haut						

**Tabelle 2. Dosisrichtwerte für "Verbleiben im Haus", "Einnahme von Iodtabletten" und "Evakuierung" [8]**

## 3. Modellierung und Abschätzung von Unfallfolgen

### 3.1 Überblick

Die Berechnung und Analyse der für die vorliegende Arbeit relevanten Unfallfolgen wurde mit Hilfe des international angewandten Programmsystems COSYMA durchgeführt, das gemeinsam vom Kernforschungszentrum Karlsruhe (KfK) und dem National Radiological Protection Board (NRPB), UK, mit Unterstützung der Kommission der Europäischen Gemeinschaften, DG XII, entwickelt wurde. Es handelt sich dabei um ein flexibles modular strukturiertes Paket von Rechenprogrammen, in das alle wesentlichen Modelle und Datensätze integriert sind, die das Verhalten von Radionukliden nach der Freisetzung aus einer kerntechnischen Anlage in die Atmosphäre beschreiben und mit deren Hilfe die Strahlendosen in der Bevölkerung, mögliche gesundheitliche Schäden, notwendige Schutz- und Gegenmaßnahmen sowie monetäre Konsequenzen abgeschätzt werden können. Es gliedert sich in drei Teilsysteme, die für verschiedene zeitliche und räumliche Anwendungsbereiche konzipiert sind [1].

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten Untersuchungen betreffen die langfristigen Schutz- und Gegenmaßnahmen "Umsiedlung" und "Dekontamination". Beide Maßnahmen dienen zur Verringerung des Individual- bzw. Kollektivrisikos für stochastische Gesundheitsschäden. Aufgrund der erheblichen Beeinträchtigung der Lebensumstände der von Umsiedlungsmaßnahmen betroffenen Personen und der damit verbundenen hohen monetären Konsequenzen ist die Absperrung von Gebieten nur in einem begrenzten Entfernungsbereich möglich bzw. zu erwarten. Darum war es ausreichend, sich auf das Teilsystem NL des Programmpakets COSYMA zu beschränken. Es enthält alle Modelle und Daten, die im Entfernungsbereich bis etwa 100 km die Abschätzung von langfristigen Schutz- und Gegenmaßnahmen, Strahlendosen, stochastischen Gesundheitsrisiken und monetären Konsequenzen erlaubt. In den folgenden Abschnitten werden nach einer Einführung in die Programmstruktur des Teilsystems NL die zugehörigen Modelle und Daten soweit beschrieben, wie es für das Verständnis der Ergebnisse erforderlich ist. Eine ausführliche Modellbeschreibung befindet sich in der Dokumentation von COSYMA [2] [3][4].

### 3.2 Struktur des COSYMA Teilsystems NL

Die modulare Struktur des Rechenprogramms COSYMA/NL und der Datenaustausch zwischen den einzelnen Modulen ist in Abbildung 1 angegeben. Das Hauptprogramm MAIN steuert den Aufruf der aufgrund der Zielsetzung benötigten Module während eines Rechenlaufs. Grundsätzlich immer wird der Eingabemodul INDAT benötigt, da er sämtliche Daten

einliest, die die Bedingungen der jeweiligen Unfallfolgenabschätzung definieren. Insbesondere werden Quelltermdaten, Anzahl und Startzeiten von Wetterabläufen, Bevölkerungsverteilung und landwirtschaftliche Produktionsdaten bereitgestellt. Außerdem wird das Polarkoordinatengitter durch Angabe von Radien und azimutalen Sektoren festgelegt, in dem die Berechnungen durchgeführt werden.

Der Modul ATMOS enthält das atmosphärische Ausbreitungsmodell. Er liefert als Ergebnis zeitintegrierte Luft- und Bodenkonzentrationen für jeden Aufpunkt, der von der Aktivitätsfahne überstrichen wird. Die Ausbreitungsrechnungen werden für eine Einheitsfreisetzung von jeweils 1 Bq/h eines idealisierten Nuklids durchgeführt, das repräsentativ ist für Edelgase, Aerosole, elementares und organisch gebundenes Iod. Diese Nuklidgruppen unterscheiden sich in ihren Ablagerungsverhalten auf der Bodenoberfläche.

Im Modul CONCEN werden die Ergebnisse von ATMOS mit den Freisetzungsdaten verknüpft und hinsichtlich radioaktivem Zerfall und dem Aufbau von Zerfallsprodukten während der Freisetzung korrigiert. Außerdem werden Korrekturfaktoren zur Berechnung der Strahlenexposition aus der Aktivitätsfahne im Nahbereich bestimmt. Sie werden zusammen mit den nuklidspezifischen Aktivitätskonzentration in der bodennahen Luft und auf der Bodenoberfläche für jeden Aufpunkt auf Datenträger gespeichert.

Im Modul PROTEC werden der Umfang und die Dauer von Schutz- und Gegenmaßnahmen ermittelt. Die Interventionskriterien können durch geeignete Parameterwahl in einem weiten Bereich variiert werden. Die Ergebnisse werden in Form von Kennziffern für jeden Aufpunkt gespeichert (siehe auch Abschnitt 3.6.1).

Im Modul AMOUNT, der die Ergebnisse von PROTEC einliest, werden die gesamten Flächen und Personenzahlen, die von Umsiedlung bzw. Dekontamination betroffen sind, als Funktion der Umsiedlungsdauer ermittelt.

Mit Hilfe der Module POTDOS und POTRSK bzw. LATDOS und LATRSK können organspezifische Individualdosen und Individualrisiken für ein breites Spektrum verschiedener Krebsarten ohne oder mit Einbeziehung von Schutz- und Gegenmaßnahmen abgeschätzt werden.

Im Modul COLLEC werden die an jedem Aufpunkt ermittelten Individualrisiken mit der Bevölkerungsverteilung verknüpft. Als Ergebnis erhält man für jede Ausbreitungssituation die Gesamtzahl der in der Bevölkerung zu erwartenden letalen und nichtletalen Krebsfälle. Mit speziellen Auswertprogrammen (CORPER, COCDOS), die die Individualdosen einlesen, können Kollektivdosen bzw. Personenzahlen mit Individualdosen in vorbestimmten Dosisbereichen berechnet werden.

Der Modul ECONOM enthält Modelle und Daten zur Abschätzung der Kosten von Schutz- und Gegenmaßnahmen sowie der mit den gesundheitlichen Schäden in der Bevölkerung verbundenen monetären Konsequenzen.

Alle in jedem Modul berechneten Einzelergebnisse werden auf temporären oder permanenten Datenträgern gespeichert. Entsprechend dem in Abbildung 1 schematisch angegebenen Datentransfer werden sie von nachfolgenden Modulen eingelesen. Die Module können sowohl einzeln als auch in sinnvollen Kombinationen aufgerufen werden. Dadurch ist es möglich, einmal vorberechnete Ergebnisse mehrfach für darauf aufbauende Abschätzungen einzusetzen. Dies ist insbesondere bei Parameterstudien hilfreich, wie sie in der vorliegenden Arbeit durchgeführt wurden.

Jeder der beschriebenen Module hat ein zugehöriges Auswerteprogramm, das die gespeicherten Einzelergebnisse einliest, statistisch auswertet und für die graphische Darstellung vorbereitet. Insbesondere werden in den Auswerteprogrammen Wahrscheinlichkeitsverteilungen von Unfallfolgen und daraus abgeleitete Kenngrößen, wie z.B. Mittelwerte, Perzentilwerte und Wahrscheinlichkeiten für "Null-Konsequenzen", berechnet.

### ***3.3 Atmosphärische Ausbreitung und Ablagerung***

Für die Berechnung des atmosphärischen Transports von Radionukliden und deren Ablagerung stehen verschiedene Ausbreitungsmodelle zur Auswahl; die Wahl des geeigneten Modells hängt von der Problemstellung und der Verfügbarkeit meteorologischer Daten ab. Da sich die Aussagen der in dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen nicht auf spezifische Standorte von kerntechnischen Anlagen beziehen, sondern allgemein für mitteleuropäische Bedingungen gelten sollten, wurde das Trajektorienmodell MUSEMET eingesetzt, das im Teilmodell ATMOS von COSYMA/NL integriert ist [2].

Bei MUSEMET handelt es sich um ein sogenanntes "segmented plume" - Modell: die Ausbreitung der Radionuklide wird entlang vorberechneter Trajektorien berechnet, für die während eines Zeitintervalls  $\Delta T$  konstante meteorologische Bedingungen angenommen werden.  $\Delta T$  ist gegeben durch den Zeittakt, mit dem die meteorologischen Daten aufgezeichnet wurden, die für die Ausbreitungsrechnungen benutzt werden. Die Länge eines Trajektorien-segments hängt ab vom Zeitintervall  $\Delta T$  und von der Windgeschwindigkeit während des Zeitintervalls  $\Delta T$ . Seine Richtung wird bestimmt durch die Windrichtung in  $\Delta T$  (s. Abbildung 2). Die von MUSEMET benötigten Daten Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Niederschlagsmenge und Ausbreitungskategorie werden von meteorologischen Meßstationen üblicherweise in Form von 1-stündigen synoptischen Aufzeichnungen geliefert. Das gilt ins-

besondere für die in dieser Arbeit benutzten meteorologischen Daten von Karlsruhe aus dem Jahr 1982/83.

Die laterale, vertikale und horizontale Ausbreitung des freigesetzten radioaktiven Materials wird in MUSEMET durch ein erweitertes konventionelles geradliniges Gauß - Fahnenmodell beschrieben, das die Berücksichtigung wechselnder Wetterbedingungen ermöglicht. So werden insbesondere sich ändernde Windrichtungen durch Drehen der geradlinigen Fahnenachse in die neue Richtung am Beginn jedes Zeitintervalls  $\Delta T = 1h$  berücksichtigt. Die vertikalen und horizontalen Ausbreitungsparameter  $\sigma_y$  und  $\sigma_z$ , die das Konzentrationsprofil entsprechend einer Gauß - Verteilung bestimmen, werden entsprechend der Trajektorienlänge  $X$  und der jeweiligen Ausbreitungskategorie gemäß dem Potenzansatz

$$\sigma_y = P_y \cdot X^{q_y}$$

$$\sigma_z = P_z \cdot X^{q_z}$$

berechnet. Die verwendeten Koeffizientenspaare  $P_y, q_y$  und  $P_z, q_z$  sind aus Ausbreitungsexperimenten des Kernforschungszentrums Karlsruhe (KfK) und der Forschungsanlage Jülich (KFA) abgeleitet und als gemeinsamer Datensatz in den Berechnungsgrundlagen [5] enthalten; sie sind in Tabelle 3 in Abhängigkeit von den Diffusionskategorien A-F angegeben [2].

Die vertikale Ausbreitung wird nach Erreichen der Mischungsschichthöhe  $H_{mix}$  beendet (s. Abbildung 3); für größere Entfernungen wird von einer homogenen vertikalen Konzentrationsverteilung ausgegangen, eine weitere Verteilung und damit Verdünnung der Aktivitätsfahne kann dann nur noch in horizontaler Richtung erfolgen. Die Mischungsschichthöhe  $H_{mix}$  ist ebenfalls von der Diffusionskategorie abhängig; Tabelle 4 zeigt die bei den Rechnungen verwendeten Werte, die auch standardmäßig in COSYMA enthalten sind.

Durch Kontakt mit der Erdoberfläche oder aufgrund von Niederschlägen werden während der Ausbreitung der radioaktiven Fahne Aerosole sowie elementares und organisches Iod auf unterschiedlich genutzten Flächen, wie z.B. Böden, Pflanzen, Gebäuden und Straßen, abgelagert. Zusammen mit den radioaktiven Zerfallsprozessen erfolgt somit mit zunehmender Reisezeit in der Aktivitätsfahne eine Abmagerung an radioaktivem Material bei gleichzeitiger z.T. stark ortsabhängiger Oberflächenkontamination.

Die Oberflächenkontamination durch trockene Ablagerung (fallout) ist proportional der bodennahen Luftkonzentration; Proportionalitätskonstante ist die Ablagerungsgeschwindigkeit  $v_d$ , die wesentlich abhängt von der physikochemischen Form des radioaktiven Materials und der Oberflächenstruktur. In Tabelle 5 sind die bei den Ausbreitungsrechnungen

benutzten Ablagerungsgeschwindigkeiten zusammengestellt; sie sind typische Werte für Oberflächenstrukturen, wie sie bei Wiesen- und Ackerland vorliegen [2].

Die Ablagerung von radioaktivem Material an Regentropfen führt zur nassen Ablagerung. Sie wird kaum beeinflusst von der Oberflächenstruktur, ist jedoch stark abhängig von der Niederschlagsintensität. Der quantitative Zusammenhang zwischen washout-Koeffizienten und Regenintensität wird durch folgendes Exponentialgesetz beschrieben [2]:

$$\lambda = a \cdot I^b$$

mit

$\lambda$  = Washout-Koeffizient in 1/s

I = Regenintensität in mm/h

Die Parameter a und b hängen ebenfalls von den physikochemischen Eigenschaften des freigesetzten radioaktiven Materials ab. Typische Zahlenwerte sind in Tabelle 6 angegeben.

Niederschläge in Form von Regen weisen ein breites Spektrum der Niederschlagsmenge und -dauer auf. In 1-stündigen synoptischen Aufzeichnungen ist diese Information nur sehr grob aufgelöst und die Verwendung des Exponentialansatzes kann zu fehlerhaften washout-Koeffizienten führen. Darum ist in COSYMA optional die Verwendung vorberechneter washout-Koeffizienten vorgesehen. Entsprechende Zahlenwerte wurden unter Verwendung 10-minütiger Aufzeichnungen der Niederschlagsmengen, die im Kernforschungszentrum Karlsruhe über 10 Jahre gemessen wurden, für drei Niederschlagsklassen berechnet [2]. Sie sind in Tabelle 5 zusammen mit den zugehörigen Regendauern angegeben. Bei den vorliegenden Untersuchungen wurde entsprechend der 1-stündigen Niederschlagsmenge der zugehörige washout-Koeffizient vom Rechenprogramm aus dieser Tabelle ausgewählt.

### ***3.4 Auswahl von Wetterabläufen für Unfallfolgenabschätzungen***

Ausgehend von einem radioaktiven Quellterm aufgrund eines Unfalls in einer kerntechnischen Anlage wird die Ausbreitung und Ablagerung der Radionuklide durch das Wettergeschehen bestimmt. Da weder der Zeitpunkt noch die dann gerade vorliegenden meteorologischen Bedingungen im voraus bekannt sind, werden die Ausbreitungsrechnungen mit einer Vielzahl unterschiedlicher Wetterabläufe wiederholt. Sie sind derart ausgewählt, daß das Spektrum der real auftretenden Wettersituationen weitgehend erfaßt ist. Entsprechend der Häufigkeit der unterstellten Wetterabläufe sind die resultierenden radiologischen Konsequenzen mit Wahrscheinlichkeitswerten verknüpft. Derartige probabilistische Abschätzungen des Spektrums der radiologischen Folgen unfallbedingter Radionuklidfreisetzungen sollten das Wettergeschehen eines möglichst großen repräsentativen Zeitraums einbeziehen.

Das würde z.B. bedeuten, den Unfall nacheinander zu jeder Stunde von routinemäßig aufgezeichneten Wetterdaten zu starten und die Ausbreitungs- und Ablagerungsvorgänge mit den stündlich sich ändernden Wetterbedingungen (Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Niederschlag, Ausbreitungskategorie) bis zum Verlassen des Berechnungsgebiets zu verfolgen. Dies würde bei mehrjährigen Aufzeichnungen die rechnerische Verfolgung von einigen Zehntausend Wetterabläufen bedeuten. Die rechentechnischen Randbedingungen, wie Rechenzeiten und Speicherplatzbedarf, erlauben - vor allem bei Parameterstudien - keinen derartigen Rechenaufwand. Vom Standpunkt der zu erwartenden Ergebnisse wäre diese Vorgehensweise ebenfalls wenig sinnvoll, da eine Vielzahl von Wetterabläufen ähnliche Bedingungen aufweist, sodaß sie nahezu gleiche Ergebnisse liefern.

Darum sind für probabilistische Unfallfolgenabschätzungen Auswahlverfahren entwickelt worden, die aus den vorhandenen meteorologischen Aufzeichnungen von einem oder mehreren Jahren eine endliche Anzahl von Wetterabläufen derart auswählen, daß der gesamte Variationsbereich weitgehend abgedeckt ist und dabei insbesondere auch jene Sequenzen auftreten, die zu relativ hohen Schadenszahlen führen. Bei den vorliegenden Rechnungen wurde das inzwischen allgemein übliche sogenannte "stratified sampling" - Verfahren benutzt [6]: Wetterabläufe, die unter ähnlichen Bedingungen ablaufen, werden in N Klassen eingeteilt; ist jede Klasse i mit  $Z_i$  Wetterabläufen besetzt, dann ist die Wahrscheinlichkeit  $p_i$  für jeden Wetterablauf dieser Klasse

$$p_i = \frac{Z_i}{\sum_{i=1}^N Z_i}$$

Aus jeder Klasse wird mit Hilfe eines Zufallszahlengenerators eine Anzahl m von Wetterabläufen ausgewählt; die Gesamtzahl G von Wetterabläufen ist dann gegeben durch

$$G = m \cdot N$$

Zur automatischen Auswahl einer gewissen Anzahl m von Wetterabläufen steht das Vorprogramm METSAM [7] zur Verfügung. Mit seiner Hilfe wurden in einer Vorrechnung die stündlich gestarteten Wetterabläufe der meteorologischen Aufzeichnungen der Jahre 1982/83 in 144 Klassen einsortiert. Mittels Zufallszahlen wurden anschließend jeder Klasse 2 Wetterabläufe entnommen, so daß für die Unfallfolgenabschätzungen insgesamt 288 Wetterabläufe ausgewählt wurden. Zum Nachweis der statistischen Stabilität der Ergebnisse des vorliegenden Berichts wurden 4 weitere Stichproben des gleichen Umfangs ausgewählt und für Testrechnungen zum Nachweis der Repräsentativität benutzt (siehe Abschnitt 4.5).

### 3.5 Dosismodelle

Die Kontamination der Luft und der Oberflächen urbaner und ländlicher Gebiete führt zur Strahlenexposition der dort lebenden Bevölkerung. Dabei sind verschiedene Expositionspfade wirksam, die eine externe und interne Bestrahlung von Personen verursachen können. Wichtigste Strahlungsart ist meist die  $\gamma$ -Strahlung, da sie in Luft, oberflächennahen Körpergeweben und festen Stoffen nur eine vergleichsweise geringe Abschwächung erfährt.

#### 3.5.1 Externe Strahlenexposition

Freisetzungen von Radionukliden in die Atmosphäre können aufgrund folgender Aktivitätsverteilungen zur externen Strahlenexposition von Personen führen (s. Abbildung 4):

- Wolkenstrahlung durch Radionuklide in der Luft (EF),
- Bodenstrahlung durch Oberflächenkontamination (EB),
- Direktstrahlung durch auf der Kleidung, der Haut und den Haaren des Menschen abgelagerte Radionuklide.

In der benutzten Version von COSYMA trägt der letztgenannte Expositionspfad nur zur Hautdosis bei. Da sie im Zusammenhang mit den Schutz- und Gegenmaßnahmen "Umsiedlung" und "Dekontamination" nicht relevant ist, wurde dieser Expositionspfad bei den durchgeführten Rechnungen nicht betrachtet.

Grundsätzlich wird die Strahlendosis durch Multiplikation der zeitintegrierten Aktivitätskonzentrationen in der Luft bzw. auf Oberflächen mit organspezifischen Dosisfaktoren für den jeweiligen Expositionspfad berechnet. Standardmäßig sind diese Daten für 141 Radionuklide integriert über verschiedene Zeiträume zwischen 1a und 70a für die Personengruppe der Erwachsenen im Rechenprogramm COSYMA enthalten. Da bei der Diskussion der Ergebnisse hauptsächlich effektive Äquivalentdosen integriert über 1a bzw. 70a von Bedeutung sind, werden sie in Tabelle 7 für die wichtigsten Radionuklide (Cs-, I- und Te-Isotope) angegeben. Im Falle der Wolkenstrahlung werden zusätzlich Datensätze von Korrekturfaktoren benutzt, die die endliche Ausdehnung der Aktivitätsfahne im Nahbereich des Freisetzungsorts und die Lage des betrachteten Aufpunkts berücksichtigen [2].

Bei realistischen Dosisabschätzungen ist die Abschirmwirkung von Häusern und urbanen Strukturen zu berücksichtigen. Bei den in dieser Arbeit zu diskutierenden Strahlendosen, die sich über viele Monate und Jahre akkumulieren, sind mittlere Abschirmfaktoren anzuwen-



den, in denen die Aufenthaltsgewohnheiten der Bevölkerung entsprechend ihrem prozentualen Anteil über längere Zeiten berücksichtigt sind. Die verwendeten Abschirmfaktoren sind in Tabelle 8 angegeben [7].

### 3.5.2 Interne Strahlenexposition

Die Inkorporation von Radionukliden, die zur internen Strahlenexposition führt, erfolgt hauptsächlich über die Einatmung kontaminierter Luft (Inhalation) und den Verzehr kontaminierter Nahrungsmittel (Ingestion). Bei Untersuchungen über Maßnahmen gegen externe Bestrahlung ist der Ingestionspfad bedeutungslos, da aufgrund der sehr niedrigen Eingreifswerte für Nahrungsmittelverbote davon auszugehen ist, daß in Gebieten, in denen die Bevölkerung umzusiedeln ist, keine landwirtschaftliche Nutzung erfolgt. Darum wurde der Ingestionspfad bei den Berechnungen ausgeschlossen.

Bei der Inhalation ist zu unterscheiden zwischen der kurzzeitigen Kontamination der bodennahen Luftschichten aufgrund der vorbeiziehenden Aktivitätsfahne und der langfristigen Kontamination durch Resuspension (Aufwirbelung) von am Boden abgelagertem radioaktivem Material. Während langfristige Schutz- und Gegenmaßnahmen die Direktinhalation nicht verhindern können, kann der Resuspensionspfad (IHR) durch Umsiedlung und Dekontamination wirkungsvoll beeinflußt werden.

Die Resuspension bereits abgelagerter Radionuklide in die Atemluft läßt sich mittels eines zeitabhängigen Resuspensionsfaktors  $r(t)$  beschreiben [2], [7]:

$$r(t) = r_0 \cdot \exp(-\lambda_r t) + r_e$$

mit

$$r_0 = 10^{-5} m^{-1}$$

$$r_e = 10^{-9} m^{-1}$$

$$\lambda_r = 1.62 \cdot 10^{-7} s^{-1}$$

Die zeit- und altersabhängigen Strahlendosen in den Organen eines Menschen durch interne Strahlung werden durch Multiplikation der inkorporierten Aktivitätsmengen mit Dosisfaktoren berechnet [2]. Bei der Inhalation bestimmen die Atemrate und die Luftkonzentration die interne Kontamination. Für die Berechnung der Organdosen für Erwachsene wurde eine mittlere Atemrate von  $3.33 \times 10^{-4} m^3 s^{-1}$  benutzt (Standardwert in COSYMA). Die Dosisfaktoren zur Berechnung der effektiven Folge-Äquivalentdosis (70a) für Erwachsene sind in Tabelle 7 für ausgewählte Nuklide angegeben.

### 3.6 Schutz- und Gegenmaßnahmen

In Zusammenhang mit der Zielsetzung dieser Arbeit sind nur die beiden langfristigen Schutz- und Gegenmaßnahmen "Umsiedlung" und "Dekontamination" von Bedeutung. Falls die Strahlenexposition zu Organdosen führt, die über dem von Benutzern wählbarem Eingreifwert für Umsiedlung liegen, wird in COSYMA/NL unterstellt, daß die Bevölkerung innerhalb weniger Tage oder Wochen das betroffene Gebiet verläßt. In das Dosiskriterium geht allein die über das 1. Jahr integrierte effektive Äquivalentdosis durch externe Strahlung von der Bodenoberfläche  $POEFDS(1)$  ein, die sich aufgrund der Maßnahme "Umsiedlung" verhindern läßt (s. Abschnitt 2). Sie wird berechnet aus der Dosis bei Aufenthalt in ungeschützter Umgebung (im Freien)  $POEFDS_{FREI}(1)$ , multipliziert mit einem mittleren Abschirmfaktor  $AF$ , in dem die verschiedenen Aufenthaltsorte und Aufenthaltszeiten von Personen der Bevölkerung berücksichtigt sind [3]:

$$POEFDS(1) = POEFDS_{FREI}(1) \cdot AF$$

Die Inhalationsdosis durch Resuspension abgelagerter Radionuklide in die Atemluft wird in der vorliegenden Arbeit bei der Berechnung der potentiellen Effektivdosis aufgrund ihres geringen Beitrags vernachlässigt.

Die Zeitdauer bis zum Verlassen des betroffenen Gebiets wird aus einer Umsiedlungsrate  $U_e$  und der Gebietsgröße bestimmt. Es wurde bei den Rechnungen der Standardwert  $U_e = 100 \text{ km}^2$  pro Tag benutzt. Im Rechenmodell wird vereinfachend angenommen, daß alle umzusiedelnden Personen bis zum Ende der Zeitdauer der Umsiedlung an ihrem Wohnort bleiben und sich dann instantan aus dem betroffenen Gebiet entfernen.

Sobald das gewählte Dosiskriterium für Rückkehr erfüllt ist, kann mit der Wiederbesiedlung der abgesperrten Gebiete begonnen werden. Der Zeitpunkt der Rückkehr ( $T(N)$ ) ist dadurch bestimmt, daß die im darauffolgenden Jahr durch Bodenstrahlung verursachte effektive Äquivalentdosis unter dem Eingreifwert für Rücksiedlung liegt. In COSYMA/NL ist Rücksiedlung an bis zu 12 diskreten Zeitpunkten, jedoch nicht später als 70 Jahre, möglich.

Zunächst wird im Modell untersucht, ob die Bevölkerung innerhalb von 1 Jahr zurückkehren kann, weil aufgrund naturgesetzlicher Vorgänge die Aktivitätskonzentrationen soweit reduziert sind, daß das Rückkehrkriterium erfüllt ist. Dieser Fall kann z.B. bei vorwiegender Kontamination mit kurzlebigen Radionukliden (z.B. Iod-Isotope) auftreten.

Falls längerfristige Kontaminationen vorliegen (z.B. mit Cs-Isotopen), wird im Modell unterstellt, daß vor der Rückkehr immer Dekontaminationsmaßnahmen mit einem Dekonta-

minationsfaktor  $DFMAX^1 > 1$  durchgeführt werden. Allerdings kann durch Wahl von  $DFMAX = 1$  auch der Fall ohne Dekontamination simuliert werden.

Falls durch Dekontaminationsmaßnahmen zum Zeitpunkt  $T(N)$  die Rückkehr möglich wird, unterstellt das Rechenmodell, daß bis zu diesem Zeitpunkt die Dekontamination erfolgt ist. Es wird weiterhin angenommen, daß die gleichen Personen, die das Gebiet verlassen mußten, wieder zurückkehren und an ihren ursprünglichen Wohnorten angesiedelt werden. Die Dosisintegrationszeit endet grundsätzlich immer 70a nach der Freisetzung.

### 3.6.1 Gebiete mit Schutz- und Gegenmaßnahmen "Umsiedlung" und "Dekontamination"

Zur Ermittlung des Umfangs und der Dauer von Schutz- und Gegenmaßnahmen sind programmtechnisch nacheinander die Module PROTEC und AMOUNT aufzurufen (s. Abbildung 1). Der Modul PROTEC enthält die logischen Abfragen über die Initiierung und Aufheben der Maßnahme "Umsiedlung" sowie über die Durchführung von Dekontaminationsmaßnahmen (s. Abbildung 5). Zu jedem Aufpunkt  $P(I,J)$  der COSYMA-Rasterung wird die potentielle Effektivdosis  $POEFDS(1)$  im 1. Jahr nach der Freisetzung berechnet. Durch Vergleich mit dem Eingreifwert  $IL$  für Umsiedlung wird entschieden, ob in dem dem Aufpunkt zugeordneten Flächenelement  $F(I,J)$  Umsiedlungsmaßnahmen erforderlich sind. Falls  $POEFDS(1) < IL$  wird das Ergebnis in Form von Kennziffern wie folgt gespeichert

$KENNC(I,J) = 0$       keine Umsiedlung  
 $KENND(I,J) = 0$       keine Dekontamination.

Ist der Eingreifwert überschritten, dann erfolgt Umsiedlung. Zur Berechnung der Umsiedlungsdauer wird die potentielle Effektivdosis integriert über ein Jahr zu festgelegten Zeitpunkten  $T(N)$  nach der Freisetzung ermittelt (s. Tabelle 9). Falls ab einem dieser Zeitpunkte  $T(N)$  der Eingreifwert für Rücksiedlung unterschritten wird, wird die Rückkehr der umgesiedelten Personen zum Zeitpunkt  $T(N)$  unterstellt. Der Eingreifwert für Rücksiedlung berechnet sich aus dem Eingreifwert  $IL$  und einem Faktor  $BACKC$  gemäß

$$IL \cdot BACKC$$

mit

$$BACKC \leq 1,0,$$

---

<sup>1</sup> Dekontaminationsfaktor  $DFMAX$  ist definiert als das Verhältnis der Aktivitätskonzentration am Boden vor Dekontamination zu der nach Dekontamination.

d.h. es wird unterstellt, daß die Rückkehr der umgesiedelten Personen immer dann erfolgt, wenn ab einem gewissen Zeitpunkt die jährliche Strahlendosis kleiner oder gleich dem Eingreifwert für Umsiedlung ist. Bei Rückkehr zum Zeitpunkt  $T(N)$  wird das Ergebnis durch Zuweisung der Kennziffern wie folgt gespeichert:

KENNC (I,J) = N      Umsiedlung und Rückkehr zum Zeitpunkt  $T(N)$   
KENND (I,J) = 0      keine Dekontamination.

Falls zum Zeitpunkt  $T(N)$  keine Rückkehr möglich ist, wird überprüft, ob nach Dekontamination des Flächenelements mit einem maximalen Dekontaminationsfaktor DFMAX das Rücksiedlungskriterium erfüllt ist:

$$\text{POEFDS}(N) / \text{DFMAX} < \text{IL} \cdot \text{BACKC}$$

Dabei bedeutet POEFDS(N) die potentielle Effektivdosis im Jahr  $T(N)$ .

Ist das der Fall, wird im Programm unterstellt, daß Dekontaminationsmaßnahmen erfolgen und am Ende des Jahres  $T(N)$  abgeschlossen sind, so daß die Rückkehr der umgesiedelten Personen erfolgen kann. Das Ergebnis wird durch folgende Kennziffern gespeichert:

KENNC (I,J) = N      Umsiedlung und Rückkehr  
   nach Ablauf des Jahres  $T(N)$   
KENND (I,J) = N      Dekontamination mit maximaler  
   Aktivitätsreduktion DFMAX vor Rückkehr  
   der umgesiedelten Personen

Die Rückkehr von umgesiedelten Personen ist in der benutzten Programmversion bis maximal 70a möglich. Falls zu diesem Zeitpunkt aufgrund der hohen Strahlendosen noch keine Rücksiedlung möglich ist, wird eine dauernde Absperrung der betroffenen Gebiete unterstellt.

Die Dekontamination größerer Gebiete ist i.a. eine Maßnahme, die eines erheblichen Einsatzes an technischem Gerät und Personal bei gleichzeitig intensiver Überwachung von Strahlendosen und der Wiederverteilung von radioaktivem Material bedarf. Die Bereitstellung von Hilfsmitteln erfordert längere Vorlaufzeiten, die sich - je nach Gebietsgröße - über Wochen und Monate erstrecken können. Im Rechenprogramm wird darum nicht davon ausgegangen, daß bei Umsiedlungsdauern kleiner als ein Jahr Dekontamination vor Rückkehr erfolgt ( $\text{DFMAX} = 1$ ). Folglich sind kurzfristige Umsiedlungsmaßnahmen nur dann denkbar, wenn eine Kontamination durch Radionuklide mit kurzen Halbwertszeiten vorliegt, so daß die Aktivität und damit die Dosisrate schnell abnimmt.

### **3.6.2 Berechnung von Strahlendosen unter Einbeziehung von Schutz- und Gegenmaßnahmen**

Die Berechnung individueller Strahlendosen unter Einbeziehung der Schutz- und Gegenmaßnahmen "Umsiedlung" und "Dekontamination" erfolgt im Modul LATDOS (s. Abbildung 1). Die ermittelten Strahlendosen gelten für Erwachsene, die maximale Integrationszeit beträgt 70a. Bei Umsiedlung mit anschließender Rückkehr wird im Rechenmodell unterstellt, daß jedes Individuum an den Ausgangspunkt zurückkehrt. Die Individualdosen setzen sich folglich für jeden Aufpunkt aus den Beiträgen vor der Umsiedlung und nach der Rückkehr zusammen. Außerdem wird keine Alterstruktur in der Bevölkerungsgruppe "Erwachsene" berücksichtigt; der Dosisintegrationszeitraum endet immer 70a nach der Freisetzung.

Die Berechnung von Organdosen und der Effektivdosis folgt der im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen Logik der Schutz- und Gegenmaßnahmen "Umsiedlung" und "Dekontamination" (s. Abbildung 6), wobei die in den Kennziffern KENNC und KENND abgespeicherte Information direkt benutzt wird. Der Fall KENNC=0 (keine Umsiedlung) führt zur Berechnung der potentiellen Dosen ohne Maßnahmen, der Integrationszeitraum erstreckt sich vom Zeitpunkt des Unfalls ( $T=0$ ) bis 70a. Falls Umsiedlung folgt, setzt sich die Strahlendosis grundsätzlich aus 2 Anteilen zusammen:

- Exposition zwischen  $T=0$  und  $T=TREL$  mit  $TREL$  Zeitpunkt der Umsiedlung. Es wird modellhaft unterstellt, daß sich die umzusiedelnden Personen bis zur Zeit  $T=TREL$  am Aufpunkt befinden und ihn instantan zum Zeitpunkt  $T=TREL$  verlassen.
- Exposition zwischen Rückkehr zum Zeitpunkt  $T=TRES$  (ebenfalls instantan) und 70a. Falls  $TRES=70a$  (keine Rückkehr) ist dieser Dosisbeitrag gleich Null.

Falls vor der Rückkehr Dekontamination erfolgt, wird bei der Dosisberechnung von einer um den Faktor  $DFMAX$  reduzierten Aktivitätskonzentration auf der Bodenoberfläche ausgegangen.

### **3.7 Kostenmodelle**

Der Einsatz von Kostenmodellen bei der Modellierung von Unfallfolgenabschätzungen hat zum Ziel, die Auswirkungen unterschiedlicher Schutz- und Gegenmaßnahmen sowie gegebenenfalls die ermittelten gesundheitlichen Schäden in einheitlichen und damit vergleichbaren Größen - in diesem Fall in volkswirtschaftlichen Kosten - darzustellen. Bei der hier vorliegenden Untersuchung werden als Schutz- und Gegenmaßnahmen "Umsiedlung" und "De-

kontamination“ betrachtet, so daß sich die Kostenermittlung im Modell auf diese beiden Kategorien beschränkt.

### **3.7.1 Ermittlung von Umsiedlungskosten**

“Umsiedlung“ ist eine Schutz- und Gegenmaßnahme, bei der die in einem bestimmten Gebiet lebende (und arbeitende) Bevölkerung längerfristig (d.h. über Monate oder Jahre) ausgesiedelt wird mit dem Ziel, sie vor der dort vorherrschenden, unzulässig hohen Strahlung nach einem Unfall zu schützen. Die Primärinformationen für das Ausmaß einer Umsiedlung, wie sie in vorhergehenden Programmmodulen ermittelt werden, sind jeweils zeitabhängige Angaben über die Größe der umzusiedelnden Fläche bzw. über die in diesem Gebiet lebenden Personen. Für die Kostenermittlung wird die letztgenannte Größe herangezogen, d.h. die Umsiedlungskosten werden auf der Basis von durchschnittlichen Einheitskosten pro Person (“per capita“) ermittelt.

Im einzelnen werden die Umsiedlungskosten in die folgenden vier Unterkategorien aufgeteilt und wie folgt berechnet [4][8]:

#### **3.7.1.1 Transportkosten**

Hierzu zählen alle direkten Aufwendungen, um die betroffene Bevölkerung aus dem Umsiedlungsgebiet heraus und später wieder zurück zu befördern. Der Transport kann dabei entweder privat mit eigenem PKW oder in öffentlichen Transportmitteln erfolgen. Für die Ermittlung der Einheits-Transportkosten sind die spezifischen Fahrzeugkosten, die Fahrzeugbelegung und die durchschnittliche Entfernung vom Ausgangsgebiet in das Zielgebiet heranzuziehen.

Einheitskosten für Transport (einfach - privat, öffentlich): 50 DM/cap [9].

#### **3.7.1.2 Unterbringungskosten**

Dazu gehören alle Kosten, die dadurch entstehen, daß die ursprünglichen Wohnungen im Umsiedlungsgebiet während der Dauer der Aussperrung nicht genutzt werden können und deshalb zusätzliche Unterbringungsmöglichkeiten außerhalb geschaffen werden müssen. Für die Ermittlung von Einheitskosten wird in diesem Fall von einer geschätzten Wohnungsmiete von 7200 DM/Jahr (600 DM/Monat) pro Haushalt ausgegangen. Bei 2,4 Personen pro Haushalt führt dies zu:

Einheitskosten für Unterbringung: 3000 DM/cap-Jahr [9].

### **3.7.1.3 Kosten durch Produktionsausfall**

Hier handelt es sich um einen "entgangenen Nutzen", der der Volkswirtschaft dadurch entsteht, daß die gesamten Produktionsstätten im Umsiedlungsgebiet während der Dauer der Aussperrung nicht betrieben werden können; dadurch kommt es zum Ausfall von Löhnen/Gehältern für die Beschäftigten bzw. zu Ausfall von Gewinnen für die Unternehmer. Für die Ermittlung der spezifischen Einheitskosten wird hier das gesamte Brutto-Inlandsprodukt (BIP) (vermindert um den Beitrag des Sektors "Wohnungsvermietung", um Doppelzählung im Zusammenhang mit Unterbringungskosten zu vermeiden) in der BRD herangezogen und daraus ein durchschnittlicher BIP-Wert pro Kopf ermittelt.

Bei sehr langen Aussperrungszeiten wird im Kostenmodell davon ausgegangen, daß die umgesiedelte Bevölkerung nach einer gewissen Zeit wieder in die normalen Lebens- und Arbeitsprozesse integriert sein dürfte. Diese Zeitspanne bis zur "Wiedereingliederung" wird mit 2.2 Jahren angenommen, d.h. bei Umsiedlungen, die länger als 2.2 Jahre andauern, werden Unterbringungs- und Produktionsausfall-Kosten nur für den genannten Zeitraum berechnet.

Einheitskosten für Produktionsausfall: 28 800 DM/cap-Jahr [9].

### **3.7.1.4 Kosten durch entgangene Kapitalnutzung**

Auch hier handelt es sich um einen "entgangenen Nutzen", der für die Volkswirtschaft dadurch entsteht, daß die getätigten Kapitalinvestitionen im Umsiedlungsgebiet während der Dauer der Aussperrung nicht genutzt werden können. Trotz dieser Nicht-Nutzung wird im Modell eine weitere - verlorene - Abschreibung dieses Kapitals angenommen.

Es werden drei Kategorien von Kapitalinvestitionen betrachtet: "Bauten", "Ausrüstungen" und "Privatvermögen". Die beiden ersten Kategorien beziehen sich auf Investitionen für die volkswirtschaftlichen Produktionsprozesse. Da die Abschreibungen aus diesen Investitionen im Brutto-Inlandsprodukt bereits enthalten sind, darf die Kostenermittlung in diesen beiden Fällen erst nach der "Wiedereingliederungszeit" erfolgen, um Doppelzählungen zu vermeiden. Die Ermittlung von Einheitskosten erfolgt hier auf der Basis von statistischen Angaben über das Anlagevermögen in der BRD zu Wiederbeschaffungspreisen. Bei der dritten Kategorie "Privatvermögen" erfolgt die Kostenermittlung vom Beginn der Umsiedlung an. Einheitskosten lassen sich in diesem Fall nur schätzen, da hier keine gesicherten statistischen Daten vorliegen.

Einheitskosten und Abschreibungsraten für entgangene Kapitalnutzung (in allen Fällen wird exponentielle Abschreibung angenommen) [9]:

- Bauten: 78 500 DM/cap Abschreibung: 3 %/Jahr,
- Ausrüstungen: 17 100 DM/cap Abschreibung: 11 %/Jahr,
- Privatvermögen: 24 000 DM/cap Abschreibung: 15 %/Jahr.

Weitere allgemeine Annahmen für alle Kostenarten [9]:

- Zinssatz: 7 %/Jahr,
- Diskontsatz: 5 %/Jahr.

### 3.7.2 Ermittlung von Dekontaminationskosten

„Dekontamination“ wird in Verbindung mit „Umsiedlung“ angewandt, um den Rücksiedlungsprozeß zu beschleunigen. Die Primärinformationen für das Ausmaß von Dekontamination, wie sie in vorhergehenden Rechenmodulen ermittelt werden, sind jeweils zeitabhängige Angaben über die Größe der zu dekontaminierenden Fläche bzw. über die in diesem Gebiet lebenden Personen. Für die Kostenermittlung wird die erstgenannte Größe herangezogen, d.h. die Dekontaminationskosten werden auf der Basis von durchschnittlichen Einheitskosten pro Flächeneinheit (pro m<sup>2</sup>) ermittelt.

Es wird nur eine Kostenkategorie betrachtet, nämlich die gesamten Dekontaminationskosten, die die Aufwendungen durch den Einsatz von Arbeitskräften und technischen Einrichtungen sowie Materialien beschreiben. Die Ermittlung von Einheitskosten ist ein problematisches Unterfangen, da hierzu Detailkenntnisse über die Dekontaminationsmaßnahmen im einzelnen erforderlich wären. Aus Literaturangaben [10] wird folgender Wert gewählt:

Einheitskosten für Dekontamination [9]:

	DFMAX = 2	DFMAX = 3	DFMAX = 5	DFMAX = 10
(in DM/m <sup>2</sup> )	1.4	7.0	18.6	42.0

### 3.8 Ergebnisdarstellung

Bei probabilistischen Unfallfolgenabschätzungen werden eine Vielzahl von Wetterabläufen untersucht, von denen jeder zu einem unterschiedlichen Konsequenzszenario führt. Die Eintrittswahrscheinlichkeit jedes dieser Szenarien ist bestimmt durch die dem Wetterablauf zugeordnete Wahrscheinlichkeit, wobei Freisetzung unterstellt wird. Wie in Abschnitt 3.2



beschrieben, werden die Einzelergebnisse einer Unfallfolgenrechnung in einem Polarkoordinatenraster ermittelt. Es ist bestimmt durch Radien  $R(I)$  und azimutale Sektoren  $J$ , die den Kreisring in  $J_{MAX}$  gleichgroße Abschnitte unterteilen. Die Aufpunkte  $P(I,J)$ , an denen die verschiedenen Unfallfolgen, wie z.B. Aktivitätskonzentrationen, Individualdosen oder Individualrisiken, berechnet werden, sind repräsentativ für die Flächenelemente  $F(I,J)$ , die durch die radiale und azimutale Rasterung bestimmt sind (s. Abbildung 7). Bei den durchgeführten Rechnungen wurde eine azimutale Auflösung von  $5^\circ$  ( $J_{MAX} = 72$ ) gewählt. Die Radien  $R(I)$  sind in Tabelle 10 angegeben; bis auf den Nahbereich sind die Kreislänge logarithmisch äquidistant angeordnet.

Im Zusammenhang dieser Arbeit wichtige Unfallfolgen sind

- Individualdosen
- Kollektivdosen
- Flächen und Personen, die von den Schutz- und Gegenmaßnahmen "Umsiedlung" und "Dekontamination" betroffen sind, sowie
- Kosten, die durch "Umsiedlung" und "Dekontamination" verursacht werden.

Sie werden üblicherweise in Form von komplementären kumulativen Wahrscheinlichkeitsverteilungen dargestellt (engl.: CCFD als Abkürzung von "cumulative complementary frequency distribution"). In Abbildung 8 ist diese Darstellungsart verallgemeinert für beliebige Konsequenzen angegeben. Jeder Punkt auf der Verteilungskurve gibt an, mit welcher Wahrscheinlichkeit der zugehörige Konsequenzenwert bei den Unfallfolgenabschätzungen erreicht oder überschritten wurde. Zur quantitativen Diskussion werden aus diesen Verteilungen statistische Kenngrößen abgeleitet. Dies sind insbesondere der Mittelwert  $\bar{N}$  der Unfallfolgen und die Fraktilwerte, die angeben, in wieviel Prozent der Fälle kleinere Anzahlen von Unfallfolgen ermittelt wurden. Als Beispiele sind der Medianwert  $N_{50}$  (50% - Fraktilwert) und die 90% - bzw. 99% - Fraktilwerte  $N_{90}$  bzw.  $N_{99}$  eingetragen.

### 3.9 Literaturhinweise

- [1] COSYMA: A New Program Package for Accident Consequence Assessment  
Joint Report by Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH and National Radiological Protection Board  
Commission of the European Communities, Report EUR-13028 EN (1991).
- [2] Panitz, H.-J., Matzerath, C., Päsler-Sauer, J.  
UFOMOD: Atmospheric Dispersion and Deposition  
Karlsruhe, Report KfK-4332 (1989).

- [3] Ehrhardt, J., Hasemann, I.  
COSYMA: Dose Models and Countermeasures for External Exposure and Inhalation  
Karlsruhe, Report KfK-4333 (in preparation).
- [4] Faude, D.  
COSYMA: Economic Models  
Karlsruhe, Report KfK-4336 (in preparation).
- [5] Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit  
Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kern-  
technischen Anlagen oder Einrichtungen  
Bundesanzeiger vom 21.02.1990, Bonn.
- [6] J.A. Jones and H-J Panitz  
The Choice of Atmospheric Dispersion Modell and Meteorological Sampling Scheme  
for the Use in Accident Consequence Assessment  
CEC Seminar on Methods and Codes for Assessing the Off-site Consequences of Nu-  
clear Accidents, May 7-11, 1990, Athens, Report EUR-13013 (1990).
- [7] Commission of the European Communities  
COSYMA User Guide  
Report EUR 13045 (1990)
- [8] S M Haywood, C A Robinson and D Faude  
Developments in Modelling the Economic Impact of Off-site Accident Consequences  
CEC Seminar on Methods and Codes for Assessing the Off-site Consequences of Nu-  
clear Accidents, May 7-11, 1990, Athens, Report EUR-13013 (1990).
- [9] Faude, D.  
Private Mitteilung, KfK (1990).
- [10] S M Haywood, C A Robinson and C Heady  
COCO-1: Model for Assessing the Cost of Offsite Consequences of Accidental Relea-  
ses of Radioactivity  
NRPB-R243 (1991).

### 3.10 Tabellen

Höhe (m)	Stabilitätskategorie	Ausbreitungsparameter			
		$p_y$	$q_y$	$p_z$	$q_z$
50	A	1.503	0.833	0.151	1.219
	B	0.876	0.823	0.127	1.108
	C	0.659	0.807	0.165	0.996
	D	0.640	0.784	0.215	0.885
	E	0.801	0.754	0.264	0.774
	F	1.294	0.718	0.241	0.662
100	A	0.179	1.296	0.051	1.317
	B	0.324	1.025	0.070	1.151
	C	0.466	0.866	0.137	0.985
	D	0.504	0.818	0.265	0.818
	E	0.411	0.882	0.487	0.652
	F	0.253	1.057	0.717	0.486
180	A	0.671	0.903	0.025	1.500
	B	0.415	0.903	0.033	1.320
	C	0.232	0.903	0.104	0.997
	D	0.208	0.903	0.307	0.734
	E	0.245	0.903	0.546	0.557
	F	0.671	0.903	0.484	0.500

Tabelle 3. Ausbreitungsparameter (Karlsruhe-Jülich-System) [2]

Ausbreitungskategorie und Mischungsschichthöhe						
Ausbreitungskategorie	A	B	C	D	E	F
Mischungsschichthöhe (m)	1600	1200	800	560	320	200

**Tabelle 4. Mischungsschichthöhen in Abhängigkeit von Ausbreitungskategorie [2]**

Nuklidtyp (*)		$v_d$ (m/s)	"Washout"-Koeffizient (1/s)			Niederschlagsdauer (h)		
			< 1.0 mm/h	1 - 3 mm/h	> 3.0 mm/h	< 1.0 mm/h	1 - 3 mm/h	> 3.0 mm/h
Aerosole		$1.00 \cdot 10^{-3}$	$3.40 \cdot 10^{-5}$	$1.17 \cdot 10^{-4}$	$3.33 \cdot 10^{-4}$	$5.00 \cdot 10^{-1}$	$7.30 \cdot 10^{-1}$	$5.80 \cdot 10^{-1}$
Iod	elementa- res	$1.00 \cdot 10^{-2}$	$4.20 \cdot 10^{-5}$	$1.06 \cdot 10^{-4}$	$2.33 \cdot 10^{-4}$	$4.70 \cdot 10^{-1}$	$7.30 \cdot 10^{-1}$	$6.20 \cdot 10^{-1}$
	organi- sches	$5.00 \cdot 10^{-4}$	$4.20 \cdot 10^{-7}$	$1.06 \cdot 10^{-6}$	$2.33 \cdot 10^{-6}$	$7.50 \cdot 10^{-1}$	$7.80 \cdot 10^{-1}$	$6.70 \cdot 10^{-1}$
	aerosol- förmiges	$1.00 \cdot 10^{-3}$	$3.40 \cdot 10^{-5}$	$1.17 \cdot 10^{-4}$	$3.33 \cdot 10^{-4}$	$5.00 \cdot 10^{-1}$	$7.30 \cdot 10^{-1}$	$5.80 \cdot 10^{-1}$
Anmerkung: (*) Edelgase werden weder trocken noch naß abgelagert.								

**Tabelle 5. Ablagerungsparameter [2]**

Nuklidtyp	Koeffizient a	Exponent b
Edelgase	0.0	0.0
Aerosole	8.0E-05	0.8
Elementares Iod	8.0E-05	0.6
Organisch gebundenes Iod	8.0E-05	0.6
Aerosolförmiges Iod	8.0E-05	0.8

**Tabelle 6. Washout-Parameter [2]**

Nuklid	$T_{1/2}$ (d)	Effektiver Dosisfaktor					
		0 - 1a			0 - 70a		
		EF (Sv/Bq-s/ $m^3$ )	EB (Sv/Bq/ $m^2$ )	IH (Sv/Bq)	EF (Sv/Bq-s/ $m^3$ )	EB (Sv/Bq/ $m^2$ )	IH (Sv/Bq)
Cs-134	7.5E+02	7.289E-14	2.506E-08	1.144E-08	7.289E-14	7.557E-08	1.233E-08
Cs-136	1.3E+01	1.030E-13	2.266E-09	1.942E-09	1.030E-13	2.266E-09	1.942E-09
Cs-137	1.1E+04	2.585E-14	1.049E-08	7.979E-09	2.585E-14	2.046E-07	8.834E-09
I -131	8.0E+00	1.725E-14	2.268E-10	6.155E-09	1.725E-14	2.268E-10	6.155E-09
I -132	9.6E-02	1.057E-13	1.717E-11	8.352E-11	1.057E-13	1.717E-11	8.352E-11
I -133	8.7E-01	2.751E-14	4.458E-11	1.103E-09	2.751E-14	4.458E-11	1.103E-09
I -134	3.7E-02	1.234E-13	7.465E-12	3.200E-11	1.234E-13	7.465E-12	3.200E-11
I -135	2.8E-01	7.656E-14	3.765E-11	2.435E-10	7.656E-14	3.765E-11	2.435E-10
Te-127	3.9E-01	2.210E-16	1.586E-13	7.337E-11	2.210E-16	1.586E-13	7.337E-11
Te-127m	1.1E+02	1.252E-16	6.948E-11	5.602E-09	1.252E-16	7.706E-11	5.735E-09
Te-129	4.8E-02	2.555E-15	2.222E-13	2.064E-11	2.555E-15	2.222E-13	2.064E-11
Te-129m	3.4E+01	1.466E-15	1.880E-10	6.221E-09	1.466E-15	1.881E-10	6.221E-09
Te-131m	1.2E+00	6.519E-14	1.857E-10	8.593E-10	6.519E-14	1.857E-10	8.593E-10
Te-132	3.2E+00	9.326E-15	6.380E-10	1.776E-09	9.326E-15	6.380E-10	1.776E-09

Tabelle 7. Dosisfaktoren und Halbwertszeiten für Caesium-, Iod- und Tellur-Isotope [1]

Expositionsprofil	Mittlerer Abschirmfaktor
Aktivitätsfahne	0.3
Bodenkontamination	0.2
Inhalation	1.0
Resuspension	1.0
Hautkontamination	1.0

**Tabelle 8. Mittlere Abschirmfaktoren für verschiedene Expositionsprofile [2]**

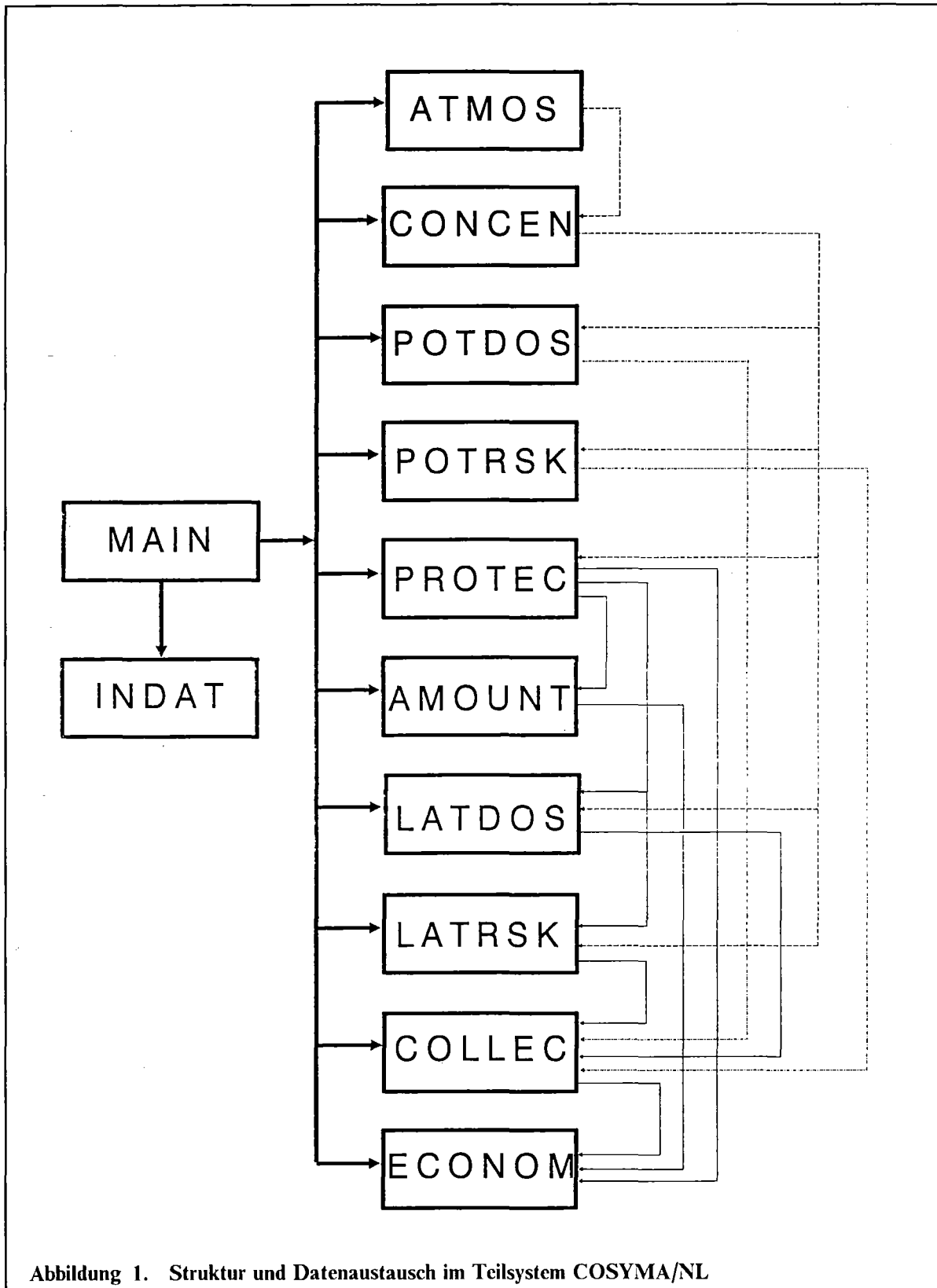
Rücksiedlungszeiten (T(N)) mit maximalen Dekontaminationsfaktoren (DFMAX)												
T(N)	Tage			Jahre								
	30	90	180	1	2	5	10	20	30	40	50	70
DFMAX	1	1	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3

**Tabelle 9. COSYMA: Parameter für langfristige Schutz- und Gegenmaßnahmen [1]**

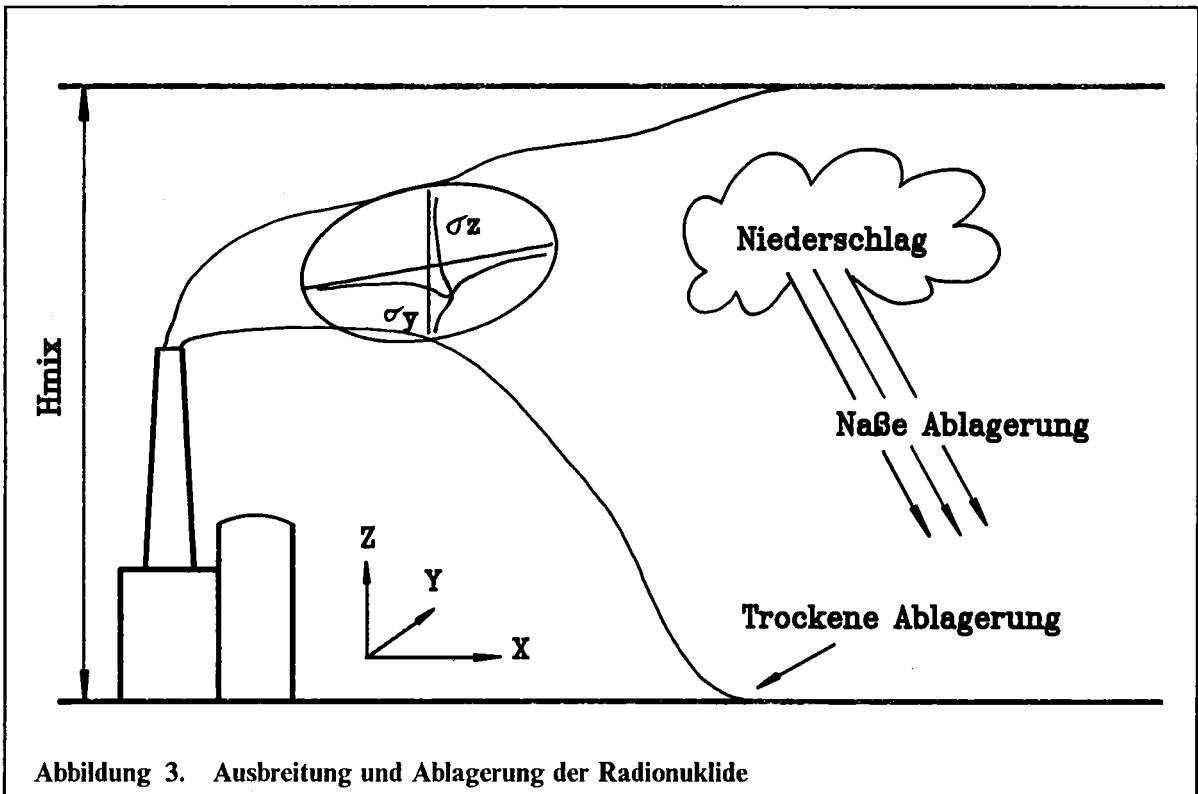
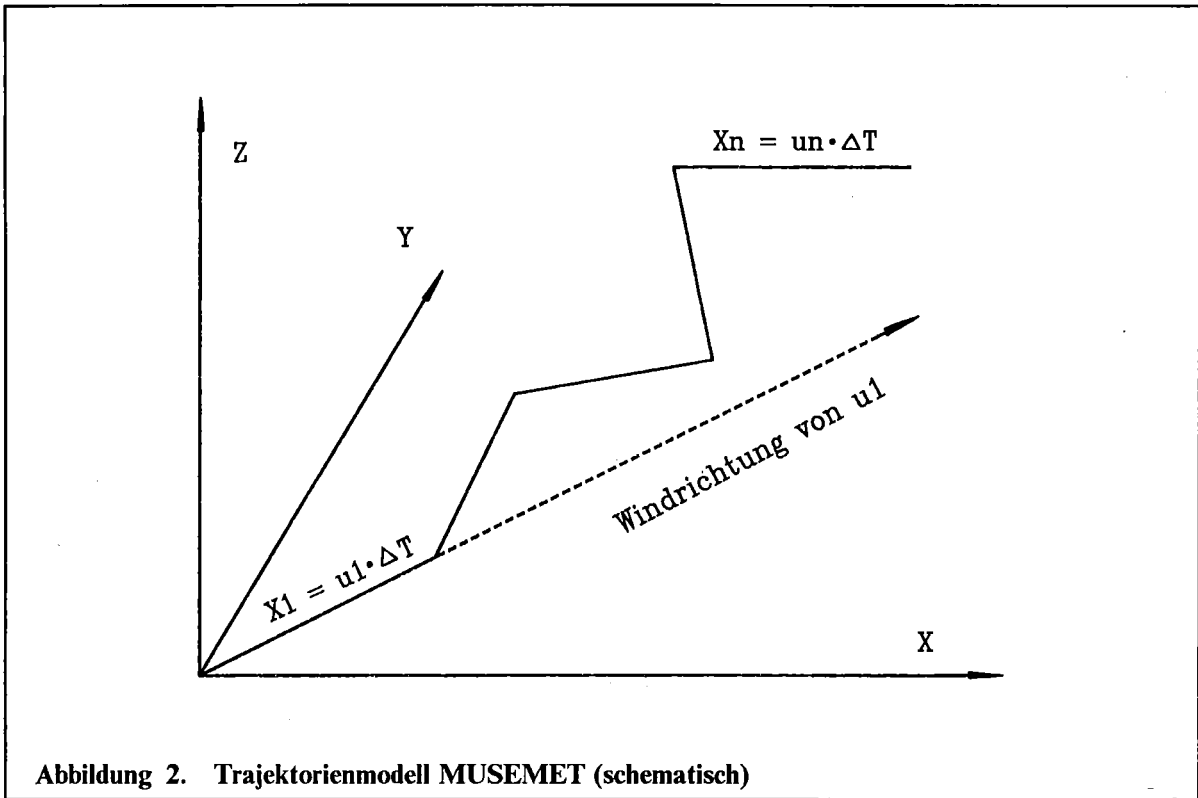
Radien des Rasterungssystems										
Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Radius (km)	0.250	0.400	0.625	0.875	1.150	1.550	2.100	2.700	3.700	4.900
Nummer	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Radius (km)	6.550	8.750	11.50	15.50	21.00	27.00	37.00	49.00	65.00	87.50

**Tabelle 10. Rasterung des Teilsystems COSYMA/NL [1]**

3.11 Abbildungen







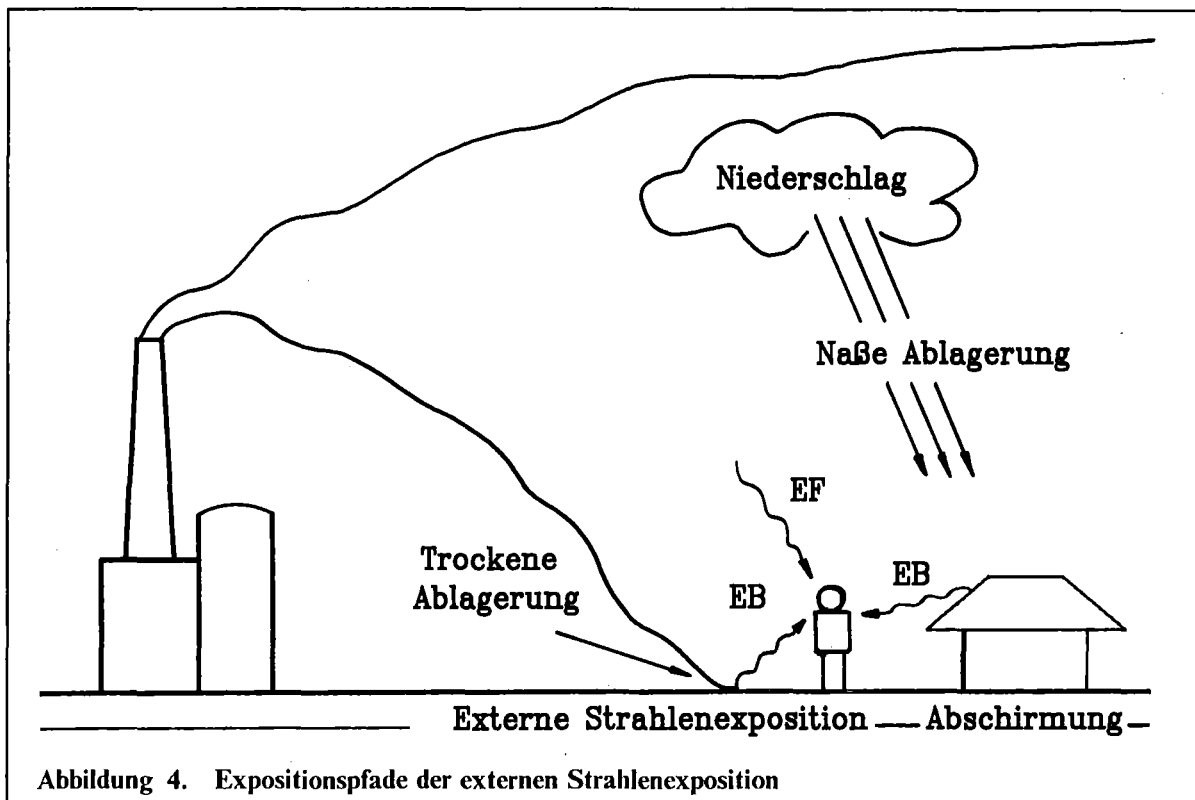


Abbildung 4. Expositionspfade der externen Strahlenexposition

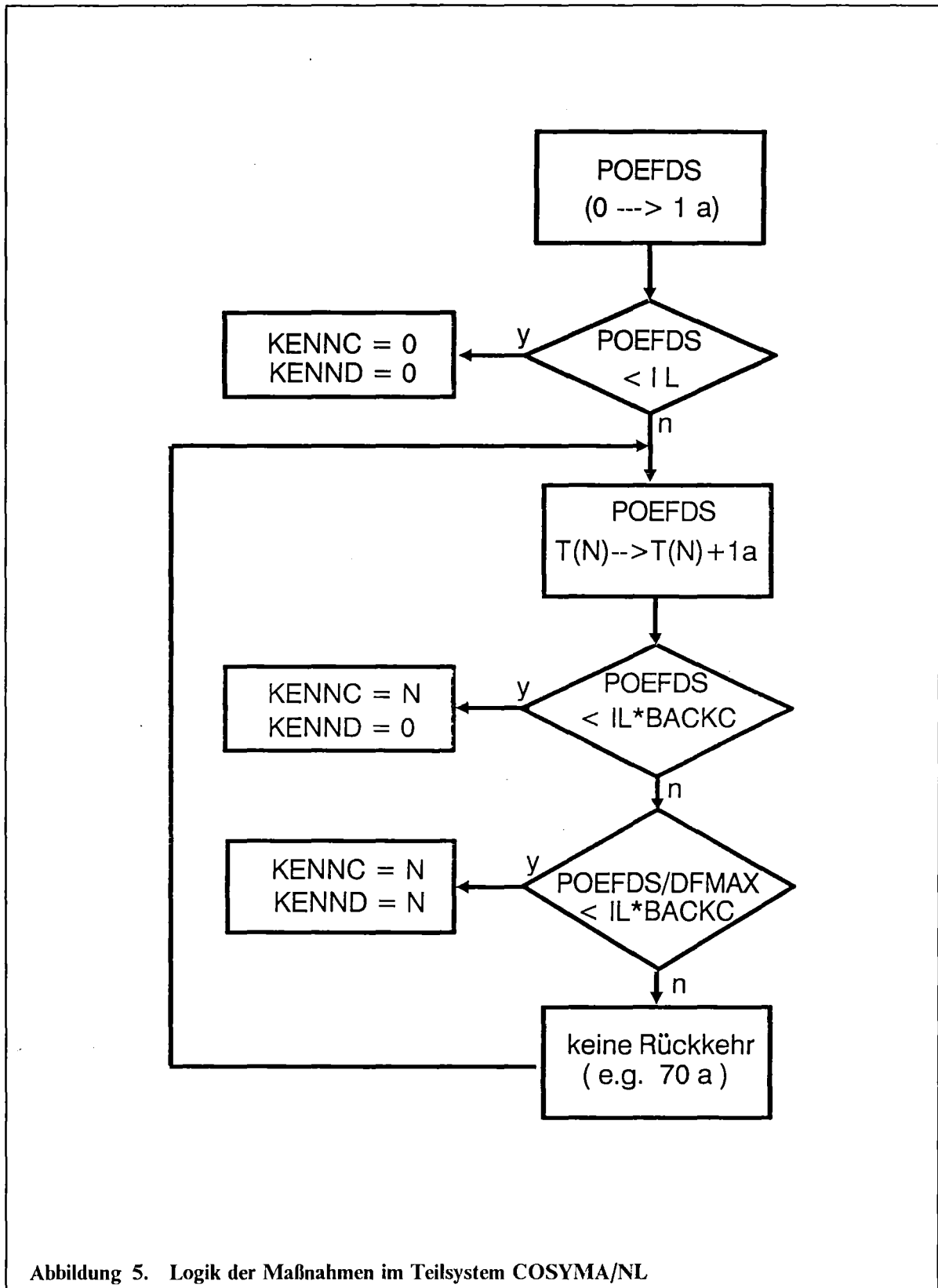


Abbildung 5. Logik der Maßnahmen im Teilsystem COSYMA/NL

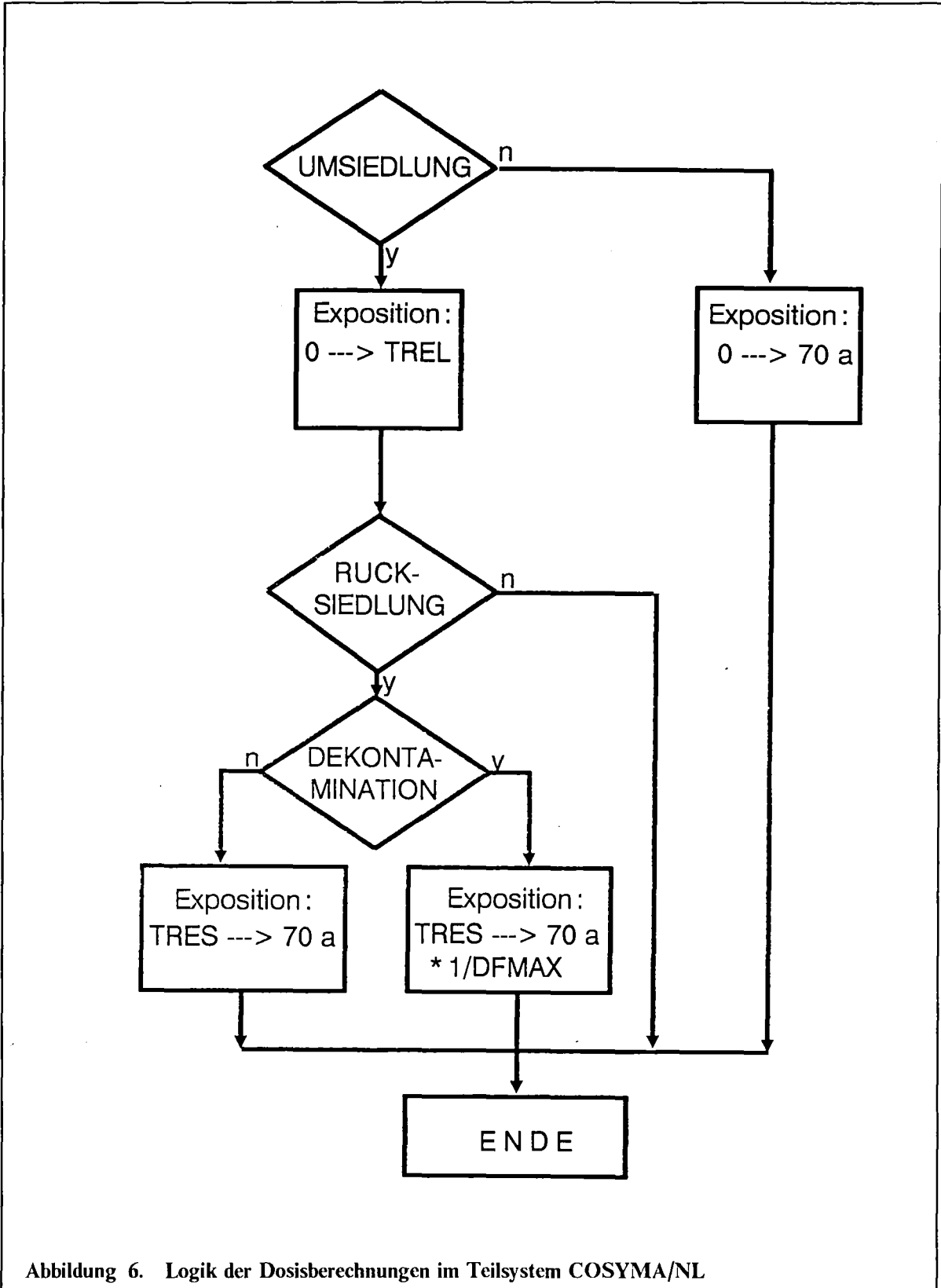
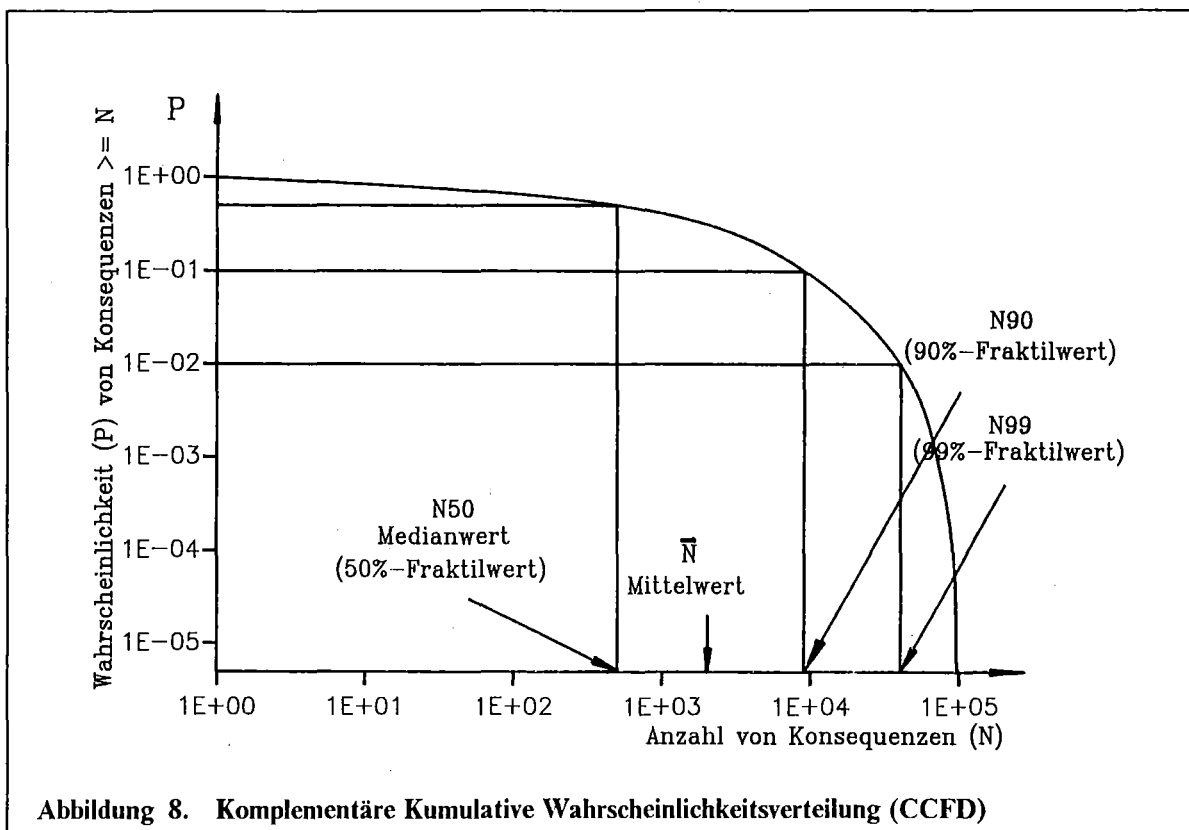
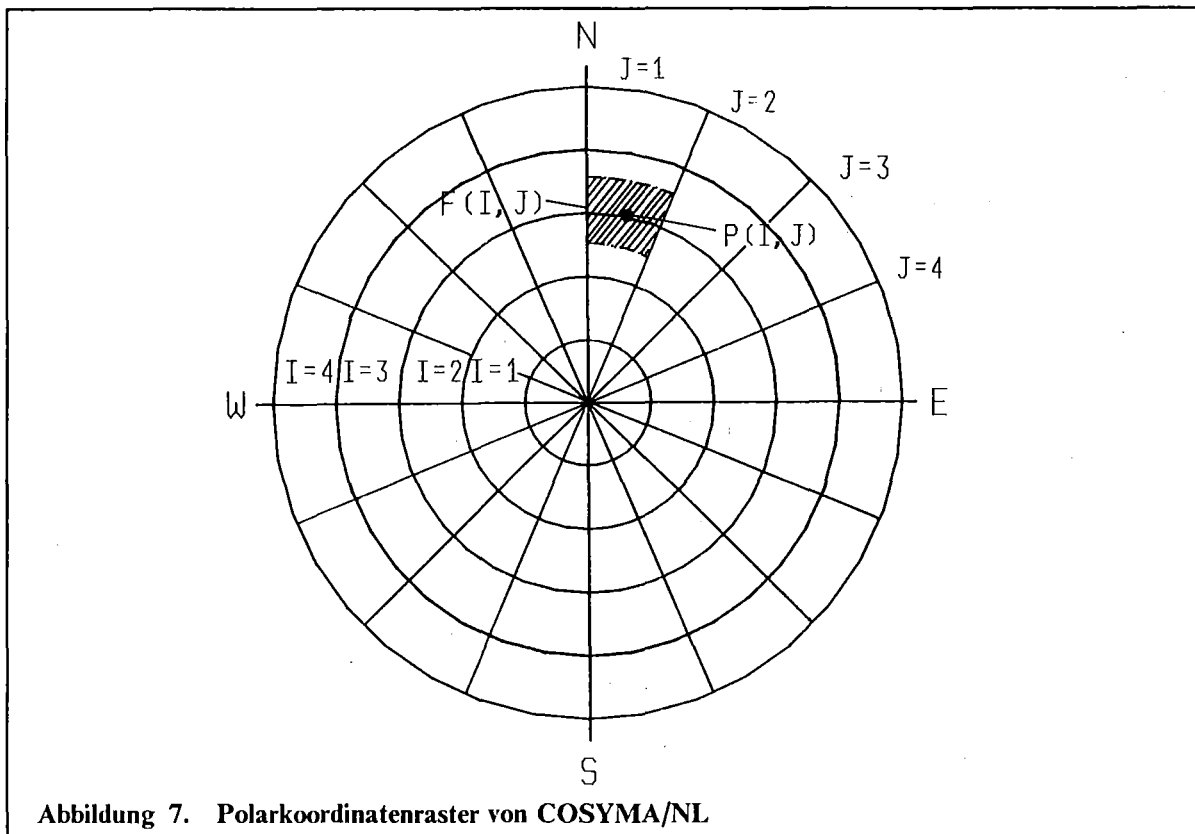


Abbildung 6. Logik der Dosisberechnungen im Teilsystem COSYMA/NL



## **4. Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Freisetzung, Dosisangriffswert und Gebietsgröße**

Die radiologischen Konsequenzen radioaktiver Freisetzungen aus kerntechnischen Anlagen werden ganz wesentlich bestimmt durch die Aktivitätsmenge der emittierten Radionuklide und die gerade vorherrschende Wettersituation. Beide Ausgangsbedingungen verursachen die ortsabhängige Kontamination, die mögliche Strahlenbelastung der Bevölkerung und - durch Vergleich potentieller Individualdosen mit Eingriffswerten - die Größe der Gebiete mit Schutz- und Gegenmaßnahmen. Die denkbaren Quellterme unfallbedingter Freisetzungen weisen ein breites Spektrum sowohl hinsichtlich der Aktivitätsmenge als auch der Nuklidzusammensetzung auf. Die Ausbreitungs- und Ablagerungsvorgänge weisen ebenso eine große Variationsbreite auf. Darum kann ein einzelnes Unfallfolgenzenario nicht als Grundlage der Notfallschutzplanung herangezogen werden. Es sollte sowohl ein weiter Bereich möglicher Unfälle berücksichtigt [1] als auch das Wettergeschehen weitgehend einbezogen werden. Darum werden im folgenden Abschnitt 4.1 zunächst aus veröffentlichten Risikostudien Quelltermcharakteristika abgeleitet. Nach der Darstellung der methodischen Vorgehensweise (Abschnitt 4.2) und der Beschreibung der Eingabedaten für die Rechenläufe (Abschnitt 4.3) werden dann in Abschnitt 4.4 aus den Ergebnissen von Unfallfolgenabschätzungen probabilistische Aussagen über den Zusammenhang zwischen Freisetzungsmengen, Gebietsgrößen und Interventionsdosen abgeleitet und empirisch quantifiziert. In Abschnitt 4.5 wird die Stabilität der Ergebnisse bei wechselnden Randbedingungen untersucht. Entsprechend der generellen Zielsetzung dieser Arbeit beschränken sich die Untersuchungen auf den Problembereich Umsiedlung der Bevölkerung zur Verringerung von stochastischen Gesundheitsschäden nach unfallbedingten Freisetzungen aus Leichtwasserreaktoren.

### ***4.1 Charakteristika der Radionuklidfreisetzungen***

Die Analyse der Strahlendosen, die den Umfang der stochastischen Gesundheitsschäden in der Bevölkerung bei unfallbedingten Freisetzungen von Spaltprodukten aus Kernkraftwerken mit Leichtwasserreaktoren bestimmen, zeigt als wichtigste Radioelemente Caesium, Iod und bzw. Tellur. Aus diesem Grund kann die folgende Diskussion auf die Radionuklide dieser Elemente beschränkt werden. Da Iod- und Tellur-Isotope Halbwertszeiten von höchstens einigen Tagen besitzen, wird die langfristige Strahlenexposition durch Bodenstrahlung von den Caesium-Isotopen Cs-134 und Cs-137 dominiert. Dies wird u.a. auch durch die Erfahrungen nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl bestätigt [2].

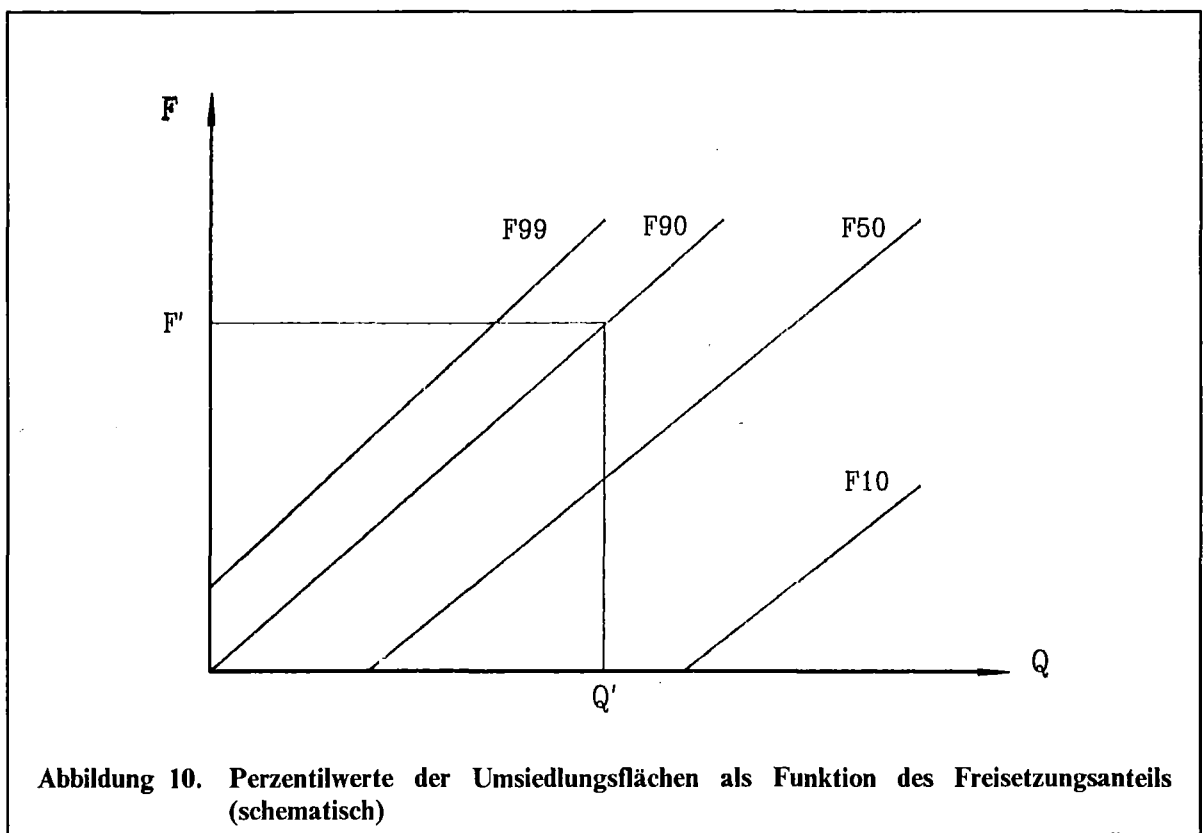
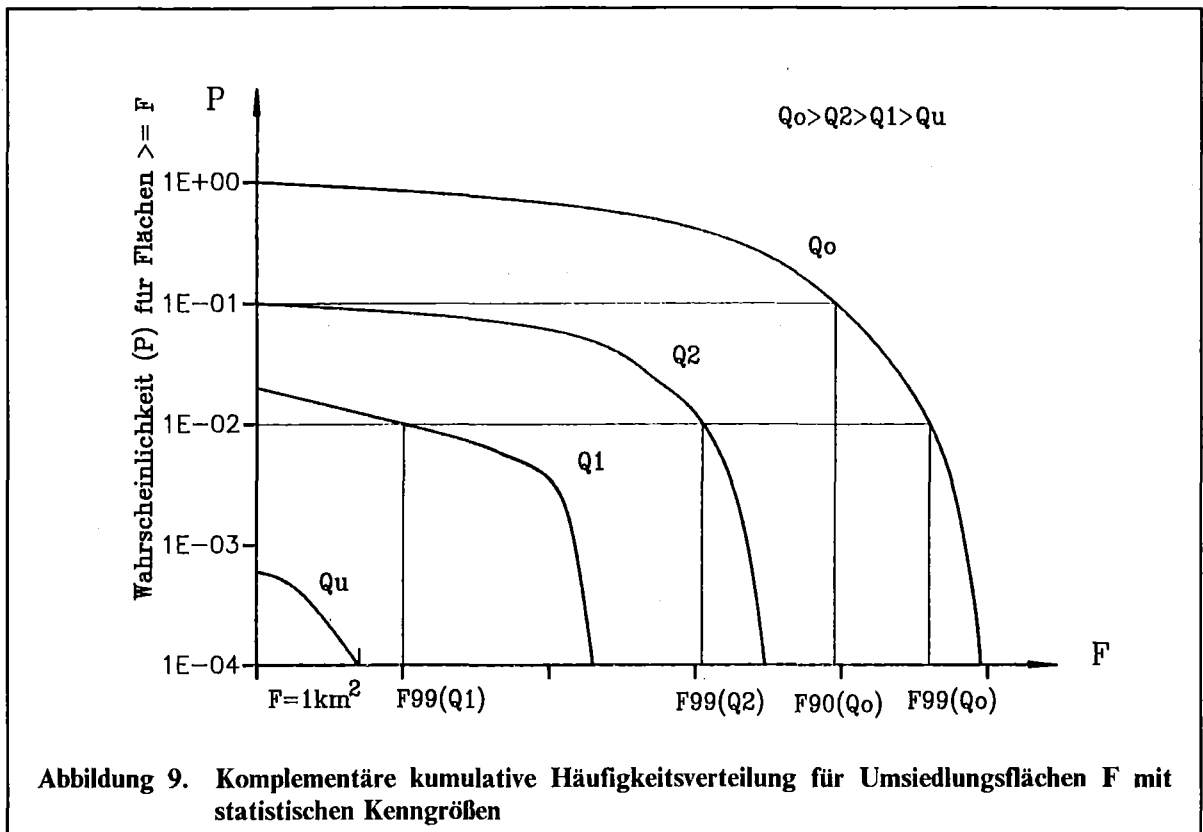
Seitdem die amerikanische Reaktorsicherheitsstudie WASH-1400 im Jahre 1975 veröffentlicht wurde, sind bis heute zahlreiche Untersuchungen zu unfallbedingten Freisetzungen von Spaltprodukten aus Leichtwasserreaktoren durchgeführt worden [3] [4][5] [6]. In Tabelle 11 sind die Quellterme in Form von Anteilen der freigesetzten Aktivitätsinventare aus verschiedenen Untersuchungen für Caesium, Iod und Tellur zusammengestellt. Die entsprechenden Aktivitätsinventare des Reaktorkerns sind in Tabelle 12 angegeben. Wie Tabelle 11 zeigt, liegen die Freisetzungsanteile für Caesium, Iod und Tellur bei den meisten Quelltermen in gleicher Größenordnung. Bei ungefähr 80 Prozent der angegebenen Quellterme liegt das Verhältnis des Freisetzungsanteils für Iod zu dem für Caesium bei Werten kleiner als 5. Bei etwa 90 Prozent der Quellterme ist das Verhältnis zwischen den Freisetzungsanteilen für Tellur und Caesium kleiner als 2. Dies gilt insbesondere auch für die neuen Quellterme der DRS-Phase B (1989) und der Risikoabschätzungen für ein Kernkraftwerk mit Leichtwasserreaktoren am Standort Hinkley Point (1988), abgesehen von der Freisetzung FK-5, bei der der I-Anteil um 3 - 4 Zehnerpotenzen über dem Cs-Anteil liegt.

## 4.2 Methodische Vorgehensweise

Die Größe der Gebiete, in denen Umsiedlungsmaßnahmen durchzuführen sind, wächst mit der Menge an freigesetzten Radionukliden und mit abnehmenden Eingreifwerten. Zur Erarbeitung von Grundlagen für entsprechende Notfallschutzplanungen ist es deshalb wichtig und nützlich, denjenigen Bereich von Aktivitätsfreisetzungen zu identifizieren, für den keine bzw. immer Maßnahmen erforderlich sind, und für den wegen der Variabilität im Wettergeschehen nur Wahrscheinlichkeitsaussagen möglich sind.

Werden für einen vorgegebenen Eingreifwert  $IL$  Unfallfolgenabschätzungen für Quellterme mit verschiedenen Freisetzungsanteilen  $Q$  des Kerninventars durchgeführt, so ergeben sich Kurvenscharen von komplementären kumulativen Häufigkeitsverteilungen von Umsiedlungsflächen  $F$  (schematisch in Abbildung 9). Aus diesen Kurvenscharen lassen sich folgende Ergebnisse ableiten:

- A Perzentilwerte von Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von den Freisetzungsanteilen  $Q$ . Die Abbildung 10 zeigt schematisch die resultierenden Kurvenscharen. So gibt z.B. die mit  $F_{90}$  bezeichnete Funktion an, welche Flächen ( $F'$ ) in 90% der Wettersituationen bei den zugehörigen Freisetzungsanteilen ( $Q'$ ) nicht überschritten werden.
- B Quelltermbereiche, die immer ( $Q \geq Q_0$ ), mit gewisser Wahrscheinlichkeit ( $Q_u < Q < Q_0$ ) und unter keinen Umständen ( $Q < Q_u$ ) zu Umsiedlungsflächen führen.

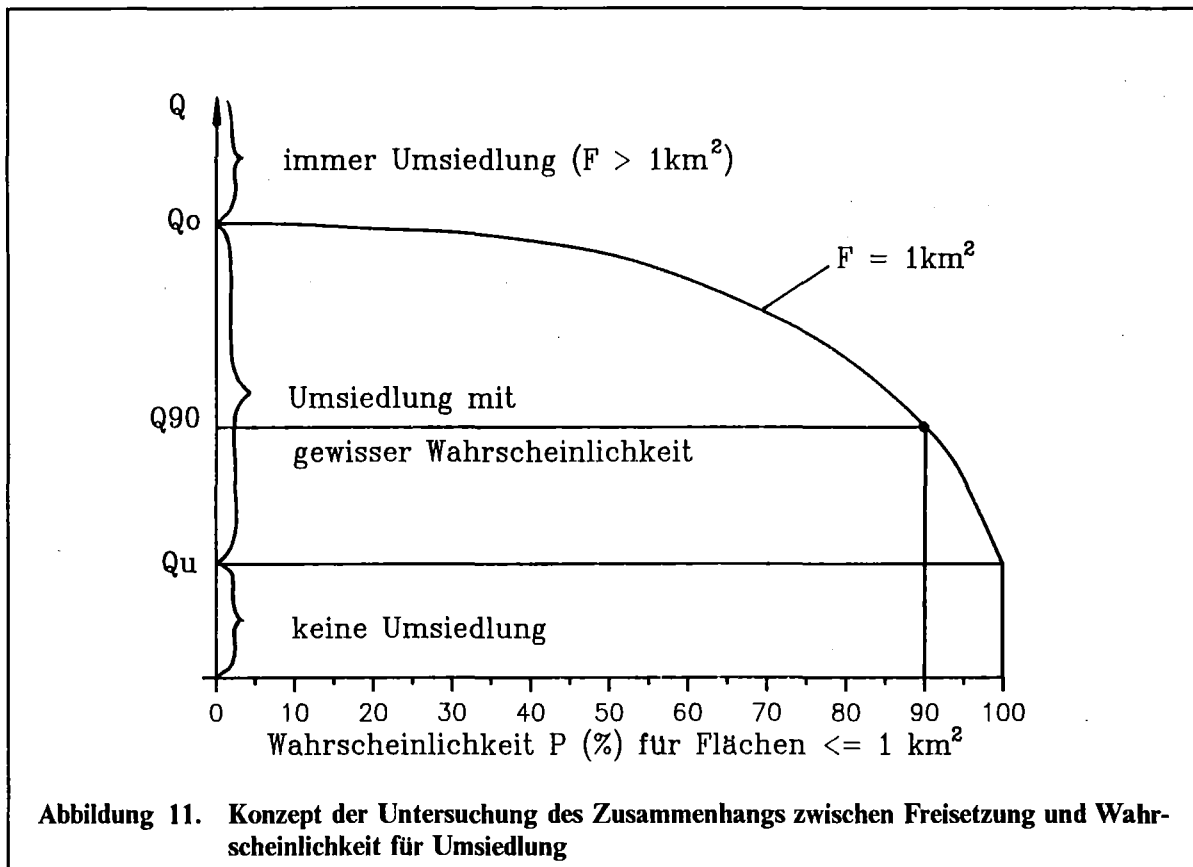




Aus numerisch-praktischen Gründen wird als "Nullfläche"  $F = 1 \text{ km}^2$  (etwa die Betriebsfläche der kerntechnischen Anlage) gewählt. Trägt man den Quellterm  $Q$  als Funktion der Wahrscheinlichkeit  $P$  für "Nullflächen"  $F = 1 \text{ km}^2$  auf, ergibt sich der in der Abbildung 11 dargestellte Verlauf. Oberhalb von  $Q_0$  ist immer mit Umsiedlungsmaßnahmen zu rechnen ( $F > 1 \text{ km}^2$ ). Unterhalb von  $Q_u$  treten bei keiner Wettersituation Umsiedlungsflächen größer als  $1 \text{ km}^2$  auf. Im Bereich zwischen  $Q_u$  und  $Q_0$  geben die Perzentilwerte die Wahrscheinlichkeit an, daß keine Maßnahmen erforderlich sind; so bezeichnet z.B.  $Q_{90}$  den Freisetzunganteil, bei dem in 90% der Unfallfolgensituationen die Fläche  $F = 1 \text{ km}^2$  nicht überschritten wird.

Zur Quantifizierung der beschriebenen Zusammenhänge wurden mit dem Programmsystem COSYMA Parameterstudien durchgeführt, bei denen Radionuklidfreisetzungen der Elemente Cs, I und Te einzeln und in Kombination mit verschiedenen Freisetzungsverhältnissen von I zu Cs und Te zu Cs zwischen 1 und 10 untersucht wurden. Aus den Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Umsiedlungsflächen  $F$  wurden bei gegebenen Eingreifwert  $IL$  - wie beschrieben - Perzentilwerte der Flächen ermittelt und in Diagrammen als Funktion des Quellterms dargestellt. Da nur eine begrenzte Anzahl von Wetterabläufen für die Rechnungen benutzt wurde (siehe Abschnitt 3.4), ist es unmöglich, eine genaue Grenze für den Quelltermbereich festzulegen, unterhalb der Umsiedlungsmaßnahmen nicht nötig sind. Ähnliches gilt auch für die Festlegung der Grenze des Quelltermbereiches, oberhalb der Umsiedlungsmaßnahmen in allen Wettersituationen auf jeden Fall einzuleiten sind. Außerdem widerspricht es der Methodik probabilistischer Analysen deterministische Angaben zu Minimal- und Maximalwerten auszuweisen: Aussagen einer probabilistischen Abschätzung sind grundsätzlich mit Wahrscheinlichkeitsangaben verknüpft. Als Ergebnis dieser Überlegungen wurden für die Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Freisetzungen, Gebietsgröße und Eingreifwert für Umsiedlung folgende Zielsetzungen gestellt:

- Ermittlung des quantitativen Zusammenhangs zwischen Aktivitätsfreisetzung und den Perzentilwerten der Umsiedlungsflächen.
- Festlegung der Grenze des Quelltermbereichs, unterhalb der das Einleiten von Umsiedlungsmaßnahmen (fast immer) nicht nötig ist, und die Grenze des Quelltermbereiches abzuschätzen, oberhalb der die Einleitung der Umsiedlungsmaßnahme (fast) immer erforderlich ist.



### 4.3 Eingabedaten für die Unfallfolgenabschätzungen

Wie in Abschnitt 3.4 beschrieben, basiert jede im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte Unfallfolgenabschätzung auf Ausbreitungsrechnungen für 288 ausgewählte Wetterabläufe. Die freigesetzten Radionuklide der Elemente Cs, I und Te wurden in "Anteilen des Kerninventars" variiert. Das Aktivitätsinventar im Reaktorkern zum Zeitpunkt des Abschaltens des Reaktors ist abhängig von der Brennstoffzusammensetzung, vom Abbrandzustand und der Leistung des Reaktors. Die ausgewerteten Risikostudien zeigen jedoch etwa gleiche Verhältnisse der Nuklidzusammensetzungen (s. Tabelle 12). Darum wurde das Kerninventar der DRS-A [5] für folgende Radionuklide übernommen:

- Caesium-Isotope: Cs-134, Cs-136, Cs-137
- Iod-Isotope: I-131, I-132, I-133, I-134, I-135
- Tellur-Isotope: Te-127m, Te-127, Te-129m, Te-129, Te-131m, Te-132

Des weiteren wurde eine einstündige bodennahe Freisetzung ohne thermische Energie unterstellt, die nach einem schweren Unfall durch Versagen des äußeren Containments erfolgt:

- Zeitpunkt der Freisetzung nach Ende der Kettenreaktion: 0 h
- Freisetzungshöhe: 10 m

- Freigesetzte thermische Energie: 0 kJ/h
- Dauer der Freisetzung: 1 h

Bei den zu untersuchenden Fragestellungen sind Akkumulationszeiträume für Strahlendosen von 1 Jahr relevant (Interventionsdosen). Zeitliche Verzögerungen der Freisetzung von wenigen Stunden, wie sie bei den verschiedenen Freisetzungskategorien auftreten können, verringern nur die externe Strahlung durch sehr kurzlebige Radionuklide, deren Beitrag jedoch insgesamt gering ist.

Mit zunehmenden Freisetzungshöhen und freigesetzten thermischen Energien steigt die effektive Freisetzungshöhe die Radioaktivitätsfahne. Das radioaktive Material kann sich dadurch in der Atmosphäre noch effektiver ausbreiten und in noch größeren Gebieten auf dem Boden abgelagert werden. Hohe Konzentrationen der Radionuklide in der bodennahen Luft und am Boden würden damit im Vergleich zu einer "kalten" Freisetzung von Spaltprodukten niedriger. Aus diesen Gründen würde die untere Grenze der Radionuklidfreisetzung  $Q_u$ , bei der keine Umsiedlungsmaßnahmen nötig sind, ansteigen. Ähnliches gilt auch für die Dauer der Freisetzung.

Um die möglichen Einflüsse der (effektiven) Freisetzungshöhe und der Freisetzungsdauer auf die Ergebnisse der Rechnungen quantitativ abschätzen zu können, wurden auch Rechnungen für eine Freisetzungshöhe von 100 m bzw. für Freisetzungsdauern von 3 und 6 Stunden durchgeführt (siehe Abschnitte 4.5.2 und 4.5.3).

Die für die vorliegende Untersuchung ausgewählte meteorologische Standortregion ist die oberrheinische Tiefebene. Die zugehörige meteorologische Meßstation ist der Meßmast des Kernforschungszentrums Karlsruhe (KfK). Aus den synoptischen Aufzeichnungen der Jahre 1982/83 wurden 288 Wetterabläufe für die Rechnungen ausgewählt (s. Abschnitt 3.4). Zum Nachweis der statistischen Stabilität der Ergebnisse wurden zusätzlich 4 weitere Sätze von je 288 Wetterabläufen ausgewählt und für Vergleichsrechnungen herangezogen (s. Abschnitt 4.5.1).

Für die Identifizierung des Quelltermbereiches, für den "keine", bei gewissen Wettersituationen, und "immer" Umsiedlung durchzuführen sind, wurde - wie in Abbildung 11 diskutiert - die Größe der "Nullflächen" für Umsiedlung aus numerischen Gründen auf einem Wert von  $1.0 \text{ km}^2$  festgelegt. Kleinere Flächen und insbesondere  $F = 0$  sind wegen der Rasterung mit größeren Unsicherheiten behaftet; außerdem ist damit in etwa die Betriebsfläche des Kernkraftwerks betroffen, über die in Risikoabschätzungen i.a. keine Angaben gemacht werden ("off-site"-Abschätzungen).

## 4.4 Ergebnisdarstellung und Analyse

### 4.4.1 Darstellung der Ergebnisse

Bei vorgegebenem Eingreifwert  $IL$  wurden die 10% bis zu 99% Perzentilen der Größe der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Größe der Aktivitätsfreisetzung berechnet. Die Perzentilen der Größe der Umsiedlungsflächen wurden in log-log Diagrammen dargestellt, da so die Ergebnisse der Rechnungen über mehrere Dekaden von Aktivitätsfreisetzungen gut miteinander verglichen und analysiert werden können. Davon ausgehend können auch durch Interpolation wichtige Informationen über die Zusammenhänge zwischen Freisetzungsmenge und Größe der Umsiedlungsflächen für die Notfallschutzplanung in der Umgebung des Kernkraftwerkes geliefert werden.

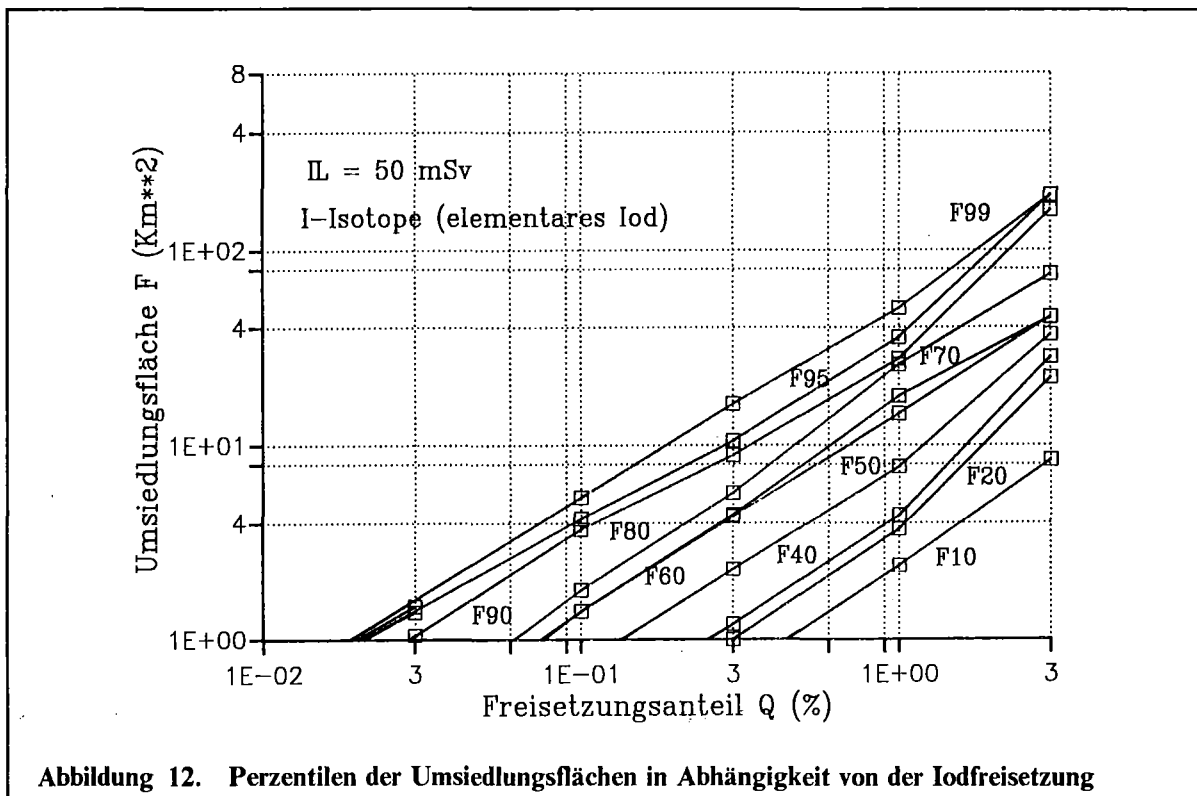
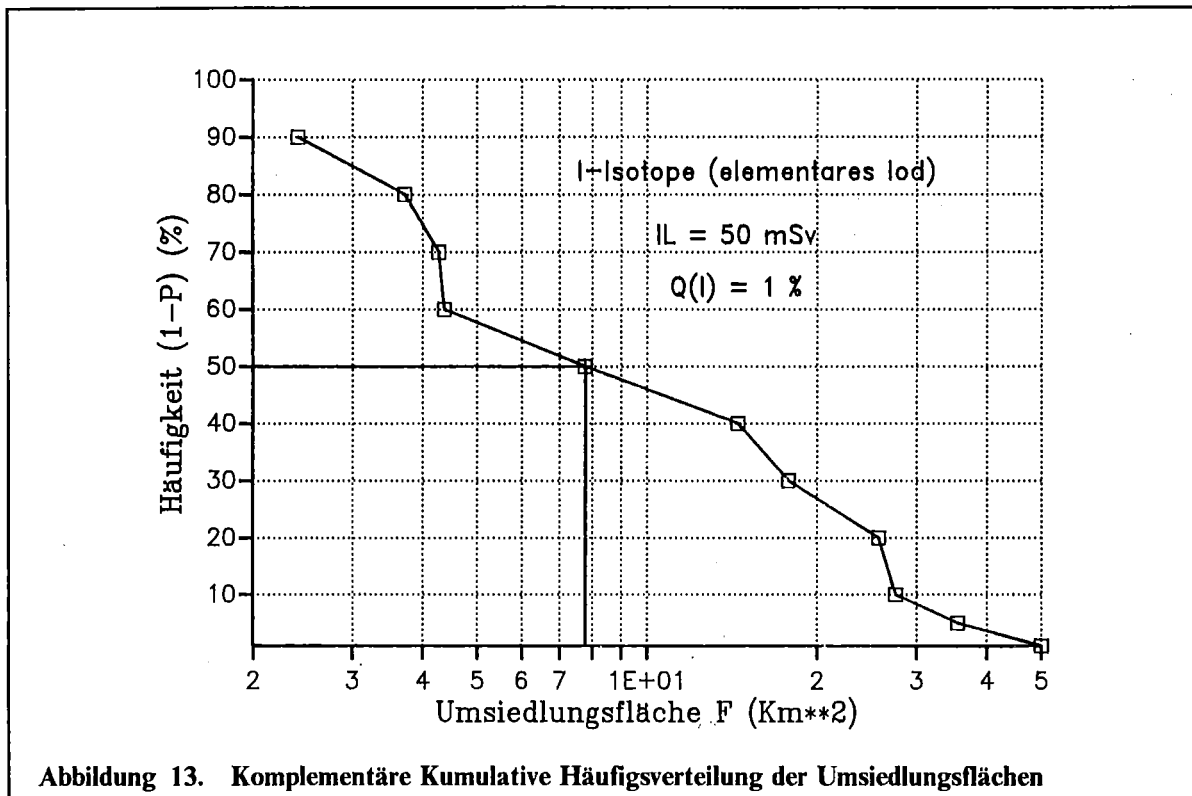


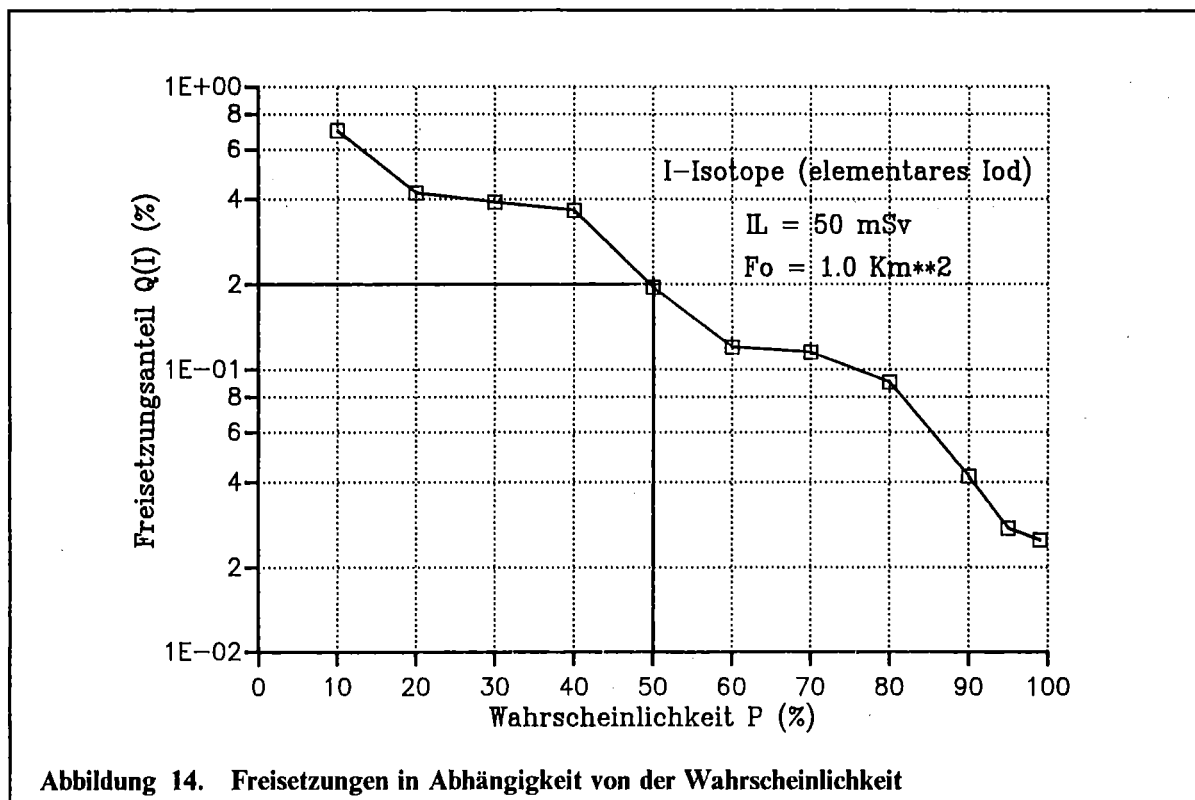
Abbildung 12 zeigt ein Beispiel für die Darstellung der Ergebnisse der Rechnungen für die einzelnen Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Freisetzung an Iodisotopen. Die Ordinate gibt die Größe der Umsiedlungsflächen ( $F$ ) und die Abszisse den Anteil der freigesetzten Aktivität in Prozent ( $Q$ ) an. F99 ist die Größe der Umsiedlungsflächen, die in 99 Prozent aller Fälle nicht überschritten wird. F10 bis F95 haben eine ähnliche Bedeutung. Aus Multiplikation des Anteils der Aktivitätsfreisetzung (siehe Tabelle 11) mit dem Aktivitätsinventar zur Zeit des Abschaltens des Reaktors (siehe z.B. Tabelle 12) ergibt sich die Menge der freigesetzten Aktivität. Die in Abbildung 12 eingetragenen Kurven stel-



len quantitativ den Zusammenhang zwischen der Größe der Umsiedlungsflächen, dem Anteil der freigesetzten Aktivität von Iod und der wetterbedingten Wahrscheinlichkeit dar. Die einzelnen Perzentilwerte entstammen den komplementären kumulativen Häufigkeitsverteilungen der Umsiedlungsflächen, die sich nach jeder Unfallfolgenabschätzung für eine bestimmte Freisetzungsmenge und den Eingreifwert  $IL = 50\text{ mSv}$  ergeben.

In Abbildung 13 ist die komplementäre kumulative Häufigkeitsverteilung der Umsiedlungsflächen für eine Iodfreisetzung von  $10^{-2}$  ( $Q(\%) = 1$ ) des Kerninventars beispielsweise dargestellt.  $1-P$  ist die Wahrscheinlichkeit, mit der eine zugehörige Umsiedlungsfläche überschritten wird. So wird z.B. in 50 Prozent aller Fälle die Umsiedlungsfläche größer als ein Wert von ungefähr  $8\text{ km}^2$ .

Wie in Abschnitt 4.2 beschrieben, erhält man eine dritte Darstellungsform, wenn die Freisetzung  $Q$  über der Wahrscheinlichkeit  $P$  für Umsiedlungsflächen  $F \geq 1\text{ km}^2$  aufgetragen wird. Aus ihr läßt sich die Größe der Aktivitätsfreisetzung, oberhalb der das Einleiten von Umsiedlungsmaßnahmen immer erforderlich ist, und die Größe der Aktivitätsfreisetzung, unterhalb der die Einleitung der Umsiedlungsmaßnahmen nicht nötig ist, abschätzen. Das ist beispielsweise in Abbildung 14 dargestellt: wenn elementares Iod mit einem Freisetzunganteil von  $2 \times 10^{-3}$  ( $Q(\%) = 0.2$ ) allein in die Atmosphäre freigesetzt wird, überschreitet die Größe der Umsiedlungsflächen in 50 Prozent aller Fälle einen Wert von  $1.0\text{ km}^2$ .



Bestimmt durch die Zielsetzung der Untersuchung werden die Ergebnisse der Rechnungen für die Größe der Umsiedlungsflächen in der in Abbildung 12 gezeigten Weise auch für die Radioelemente (elementares) Iod, Caesium und Tellur dargestellt. Die Größe der Flächen, die von Umsiedlung betroffen sind, ändert sich nicht, wenn das Verhältnis zwischen der Größe des Quellterms und dem Eingreifwert für Umsiedlung konstant bleibt (s. Abschnitt 4.4.2.2), da die die Umsiedlungsfläche begrenzende Isodosislinie wegen der in gleichem Maß wie der Eingreifwert anwachsenden Dosisbelastung unverändert bleibt. Aus diesem Grund werden im folgenden zuerst nur die Ergebnisse für die Größe der Umsiedlungsflächen für den Eingreifwert für Umsiedlung von  $IL = 50 \text{ mSv}$  dargestellt und diskutiert.

#### 4.4.2 Analyse der Ergebnisse

##### 4.4.2.1 Qualitative Interpretation

Die Ergebnisse der Rechnungen zeigen, daß die Perzentilwerte der Umsiedlungsflächen in einem log-log Diagramm annähernd proportional zu den Freisetzunganteilen der Aktivität ( $Q$ ) ansteigen (siehe Abbildung 15 bis Abbildung 20 im Anhang dieses Kapitels). Die Bandbreite zwischen den Perzentilen zeigt den Einfluß des Wettergeschehens auf die Größe der Umsiedlungsflächen: eine große Bandbreite, wie z.B. zwischen den 10% und 99% Perzentilen der Umsiedlungsflächen, zeigt, daß die Umsiedlungsflächen stark von der jeweils dominierenden Wettersituation abhängen.

Die Bandbreite zwischen den Kurven der 10% und 99% Perzentilen der Umsiedlungsflächen bei elementarem Iod ist eindeutig enger als die bei Caesium und Tellur (Abbildung 12, Abbildung 15 und Abbildung 16). Dafür verantwortlich sind im wesentlichen die unterschiedlichen trockenen Ablagerungsgeschwindigkeiten der Radionuklide. Für elementares Iod wurde mit einer trockenen Ablagerungsgeschwindigkeit von  $1.0 \times 10^{-2}$  m/s gerechnet, für Caesium und Tellur liegt der entsprechende Wert einen Faktor 10 niedriger. Die "washout"-Koeffizienten unterscheiden sich dagegen nur sehr wenig (Tabelle 5).

Wegen der größeren trockenen Ablagerungsgeschwindigkeit wird im gleichen Entfernungsbereich relativ mehr elementares Iod als Aerosole auf dem Boden abgelagert. Aus diesem Grund ist der Einfluß der Wettersituation auf die Größe der von Umsiedlung betroffenen Flächen bei elementarem Iod nicht so stark wie bei Caesium und Tellur. Dieser Effekt läßt sich besonders durch den Vergleich der Ergebnisse für das elementare und aerosolförmige Iod deutlich erkennen (Abbildung 12 und Abbildung 17). Die trockene Ablagerungsgeschwindigkeit für elementares Iod ist eine Größenordnung höher als die für aerosolförmiges Iod. Die "washout"-Koeffizienten für die beiden Nuklide unterscheiden sich aber sehr wenig (Tabelle 5).

Hohe Perzentilwerte (z.B. größer als 90 Prozent) der Umsiedlungsflächen für Caesium liegen bei Freisetzungsanteilen größer als  $10^{-3}$  weit über den entsprechenden Werten für elementares Iod. Die Kurven der Perzentilen für Caesium liegen im ganzen Bereich der untersuchten Freisetzungsanteile  $Q$  auch über den entsprechenden Werten für Tellur. Ursachen hierfür sind im wesentlichen die Dosisfaktoren zur Berechnung der Individualdosis durch die Bodenstrahlung. Die Dosisfaktoren zur Berechnung der Individualdosis durch die externe Bestrahlung vom Boden für Caesium, Iod und Tellur sind in Tabelle 7 angegeben.

Die Freisetzung von organischem Iod beeinflusst im Vergleich zu elementarem Iod die Größe von Umsiedlungsflächen nur gering. Ursache hierfür ist die niedrigere trockene Ablagerungsgeschwindigkeit von  $5.0 \times 10^{-4}$  m/s (Abbildung 12 und Abbildung 18).

Aus der bisherigen Diskussion wird deutlich, daß bei gleichen Freisetzungsanteilen die Größe der Umsiedlungsflächen hauptsächlich durch die Kontamination mit Cs-Isotopen bestimmt wird. Dies gilt insbesondere für die hohen Perzentilwerte wie z.B. die 90%-, 95%- und 99%-Fraktilen, die auch ungünstige Wettersituationen mitabdecken. Dementsprechend sind bei Quelltermen, die aus Nuklidgemischen von Cs, I und Te bestehen, immer nur dann deutlich größere Umsiedlungsflächen als bei der reinen Cs-Freisetzung zu erwarten, wenn die Verhältnisse der Freisetzungsanteile  $Q(I)/Q(Cs)$  bzw.  $Q(Te)/Q(Cs)$  größer als 1 sind. Die Rechenergebnisse für Mischfreisetzungen bestätigen diesen Sachverhalt (s. Abbildung 19 und Abbildung 20). Bei aus Te und Cs zusammengesetzten Quelltermen ist der Beitrag von Te zur Größe der Umsiedlungsfläche für alle Perzentilwerte etwa gleich. Ursachen hierfür

sind die gleichen Ablagerungsparameter für trockene und nasse Deposition. Bei Kontaminationen von Cs und I beeinflusst das elementare Iod die niedrigeren Perzentilwerte der Umsiedlungsflächen (F10, F20, F50) stärker, als im höheren Prozentbereich (F95, F99). Das liegt vor allem an den unterschiedlichen Ablagerungsgeschwindigkeiten für trockene Deposition. Bei labilen und neutralen Wetterlagen, denen die Stabilitätsklassen A, B, C und D zugeordnet sind, erfolgt eine im Vergleich zu den stabilen Wetterlagen (Kategorien E und F) schnelle Fahnenverbreiterung mit zunehmender Entfernung vom Ort der Freisetzung (s. Tabelle 3). Aufgrund dessen führt trockene Ablagerung zu kleinen bis mittleren Kontaminationen und damit zu kleinen bis mittleren Umsiedlungsflächen; unterschiedliche Ablagerungsgeschwindigkeiten beeinflussen also hauptsächlich die niedrigen Perzentilwerte der Häufigkeitsverteilungen von Umsiedlungsflächen. Große Umsiedlungsflächen treten vor allem bei stabilen Wetterlagen (Kategorie E, F), niedrigen Windgeschwindigkeiten und in Verbindung mit Regen auf. Das zeigt deutlich die Analyse der Wetterabläufe für die bei den Rechnungen ermittelten größten Umsiedlungsflächen (s. Tabelle 17 und Tabelle 18). Wegen der wenig unterschiedlichen washout-Koeffizienten von Caesium und elementarem Iod (s. Tabelle 5) ist folglich im hohen Perzentilbereich der Beitrag von elementarem Iod zur Strahlenbelastung und damit zur Größe der Umsiedlungsfläche geringer.

#### 4.4.2.2 *Quantitative Analyse*

Aus den Parameterstudien mit unterschiedlichen Freisetzunganteilen und Kombinationen der relevanten Radionuklide von Cs, Te und I lassen sich eine Reihe von quantitativen Ergebnissen ableiten. In Tabelle 13 sind die Bereiche der Freisetzungsteile für jedes Element getrennt angegeben, innerhalb denen in Abhängigkeit vom Wettergeschehen mit gewissen Wahrscheinlichkeiten Gebiete mit Umsiedlungsmaßnahmen zu erwarten sind. So werden bei Cs-Freisetzungen mit  $5.0 \times 10^{-3}$  in 90% der Fälle Umsiedlungsflächen größer als  $1 \text{ km}^2$  auftreten; bei elementarem Iod und Tellur liegen die entsprechenden Zahlenwerte bei  $5.0 \times 10^{-3}$  bzw.  $2.0 \times 10^{-2}$ . Die Freisetzungsteile, oberhalb denen Umsiedlung immer (d.h. mit Wahrscheinlichkeiten größer als 99%) auftritt, liegen bei Cs oberhalb von etwa  $10^{-2}$ , bei elementarem Iod und Tellur bei  $10^{-2}$  bzw.  $5.0 \times 10^{-2}$ .

Die Freisetzungen, die nur in 1% der Fälle zu Umsiedlung führen, betragen bei Caesium etwa  $7.0 \times 10^{-5}$ , bei elementarem Iod und Tellur  $2.0 \times 10^{-4}$  bzw.  $3.0 \times 10^{-4}$ . Umsiedlungsmaßnahmen können mit großer Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden, sobald die Freisetzungsteile unterhalb der Werte  $3.0 \times 10^{-5}$ ,  $2.0 \times 10^{-4}$  und  $10^{-4}$  für Caesium, elementares Iod bzw. Tellur liegen.

Abbildung 21 zeigt beispielsweise für Caesium, elementares Iod und Tellur den Zusammenhang zwischen dem Freisetzungsteil  $Q$  und der Wahrscheinlichkeit  $P$ , mit der die Umsiedlungsfläche einen Wert von  $1.0 \text{ km}^2$  nicht überschreitet.



In Tabelle 14, Tabelle 15 und Tabelle 16 sind die Ergebnisse für die Größe der Umsiedlungsflächen für verschiedene aus den Radionukliden von Caesium, Iod und Tellur zusammengesetzte Quellterme zusammengestellt. Aus Tabelle 15 ist deutlich zu entnehmen, daß die Größe der Umsiedlungsflächen von den Wettersituationen stark beeinflusst werden kann: der Unterschied zwischen den ermittelten minimalen und maximalen Werten der Umsiedlungsflächen kann größer als 2 Zehnerpotenzen sein.

Die in Tabelle 14 und Tabelle 15 gezeigten Ergebnisse sind in Abbildung 22 und Abbildung 23 nochmals graphisch dargestellt. Unterhalb der gestrichelten Linie der Abbildung 22 liegen die Quelltermbereiche, bei denen keine Umsiedlungsmaßnahmen zu erwarten sind. Entsprechend ist bei Freisetzungen mit Werten oberhalb der Kurve in Abbildung 23 immer mit der Umsiedlung der Bevölkerung zu rechnen.

Die Ergebnisse der Rechnungen haben deutlich gezeigt, daß die Perzentilen der Umsiedlungsflächen ( $F$ ) in einem log-log Diagramm annähernd proportional zum Freisetzungsanteil ( $Q$ ) zunehmen. Das heißt, näherungsweise gilt die folgende Beziehung zwischen den Perzentilen der Umsiedlungsflächen  $F$  und dem Freisetzungsanteil  $Q$ :

$$F = a \cdot Q^b \quad \dots\dots\dots (1)$$

wobei  $a$  und  $b$  Konstanten sind.

Eine Analyse der Ergebnisse der Rechnungen zeigt, daß die Konstante  $b$  weitgehend unabhängig ist von den Perzentilen und den freigesetzten Radionukliden; in den untersuchten Quelltermbereichen liegt ihr Wert bei etwa 1.0. ( $b \approx 1.05$  für elementares Iod;  $b \approx 1.10$  für organisches Iod;  $b \approx 1.40$ ,  $1.30$  und  $1.40$  für Aerosole - Caesium, Tellur und Iod).

Unter Berücksichtigung der statistischen Schwankungen der Ergebnisse der Rechnungen (siehe Abschnitt 4.5) genügt es deshalb, eine lineare Beziehung zwischen den Perzentilen der Umsiedlungsflächen  $F$  und dem Freisetzungsanteil  $Q$  für eine Überschlagsberechnung der Größe der Umsiedlungsflächen anzunehmen:

$$F \approx c \cdot Q \quad \dots\dots\dots (2)$$

wobei  $c$  eine Konstante ist.

Die Größe der Umsiedlungsflächen ist vom Eingreifwert für Umsiedlung abhängig. Für einen bestimmten Quellterm der Freisetzung und eine gegebene Wettersituation nimmt die Größe der Umsiedlungsflächen mit abnehmenden Eingreifwerten für Umsiedlung zu. Um die Abhängigkeit der Größe der Umsiedlungsflächen vom Eingreifwert ableiten zu können, ist folgende Überlegung hilfreich: eine Fläche, die von Umsiedlung betroffen ist, ist von einer Isodosislinie begrenzt, auf der die potentielle Individualdosis innerhalb eines Jahres nach

dem Unfall gleich dem Eingreifwert für Umsiedlung  $IL_1$  ist. Der Quellterm ist  $Q_1$ . Für einen Quellterm  $Q_2$ , der  $n$ -mal so groß ist wie der Quellterm  $Q_1$ , würde die selbe Fläche wie bei Quellterm  $Q_1$  von Umsiedlungsmaßnahmen betroffen sein, wenn der Eingreifwert für Umsiedlung  $n$ -mal so groß wäre wie der Eingreifwert  $IL_1$ . Das bedeutet: bleibt das Verhältnis zwischen Quellterm  $Q$  und Eingreifwert für Umsiedlung  $IL$  konstant, ändert sich die Größe der Umsiedlungsflächen nicht. Das ist auch durch Rechnungen bestätigt worden.

Nehmen wir an, daß die folgende Beziehung zwischen der Größe der Umsiedlungsflächen  $F$  und dem Eingreifwert für Umsiedlung  $IL$  besteht:

$$F = f(Q/IL) \quad \dots\dots\dots (3)$$

Aus Gleichungen (1) und (3) ergibt sich dann:

$$F = h \cdot (Q/IL)^b \quad \dots\dots\dots (4)$$

wobei  $h$  eine Konstante ist.

Aus Gleichungen (2) und (3) folgt dann:

$$F \approx k \cdot Q/IL \quad \dots\dots\dots (5)$$

wobei  $k$  eine Konstante ist.

Durch quantitative Analyse der Ergebnisse der Rechnungen wurden die Werte der Konstanten  $k$  für die 95% und 99% Perzentilen der Umsiedlungsflächen bei Kontamination mit Caesium und elementarem Iod bestimmt und in Tabelle 17 zusammengestellt.

Durch Umschreiben der Gleichung (5) ergibt sich:

$$Q \approx F \cdot IL/k \quad \dots\dots\dots (6)$$

Mit Gleichung (6) kann die Größe der Freisetzung von Radionukliden abgeschätzt werden, die nicht überschritten werden darf, wenn die Größe der Umsiedlungsflächen mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit (z.B. 99%) bei einem festgelegten Eingreifwert für Umsiedlung in einer gewünschten Grenze gehalten werden soll.

Die berechneten Umsiedlungsflächen sind durch Isodosislينien begrenzt, für die gilt

$$PD(1) = IL$$

wobei  $PD(1)$  die individuelle Effektivdosis im 1. Jahr nach der Freisetzung unter der Voraussetzung ungeschützten Aufenthalts im Freien bezeichnet; damit gilt auch für die Eingreifwerte  $IL$  in Gl.(4) diese Randbedingung. Bei Einbeziehung von Abschirmfaktoren  $AF$

für Mischaufenthalt, wie er realistischerweise für das "mittlere" Individuum in der Bevölkerung gilt (s. Abschnitt 3.5.1), folgt

$$PD(1) \cdot AF = IL \cdot AF = IL_{AF}$$

bzw.

$$IL = \frac{IL_{AF}}{AF}$$

Durch Einsetzen in Gl.(4) und Gl.(5) ergeben sich dann:

$$F = h \cdot \left( \frac{Q \cdot AF}{IL_{AF}} \right)^b \quad \dots\dots\dots(7)$$

und

$$F \approx \frac{k \cdot Q \cdot AF}{IL_{AF}} \quad \dots\dots\dots(8)$$

bzw.

$$Q \approx \frac{IL_{AF} \cdot F}{k \cdot AF} \quad \dots\dots\dots(9)$$

Die quantitativen Angaben in diesem Abschnitt gelten somit auch bei Einbeziehung von Abschirmfaktoren in die potentielle Dosisberechnung, wenn die zugehörigen Eingreifwerte  $IL_{AF}$  und der Abschirmfaktor  $AF$  in Gl.(8) eingesetzt werden.

Mit den aus den Parameterstudien abgeleiteten Zahlenwertgleichungen liegen Faustformeln vor, mit deren Hilfe bei unterstellter Freisetzung und für einen vorgegebenen Eingreifwert Obergrenzen der Umsiedlungsflächen abgeschätzt werden können, die mit der zugehörigen Wahrscheinlichkeit (z.B. 0.95 oder 0.99) aufgrund des Wettergeschehens nicht überschritten werden (Gl.(8)); entsprechend erlaubt Gl.(9) die Abschätzung des Quellterms, der bei festem Eingreifwert zu einer vorgegebenen mit gewisser Wahrscheinlichkeit auftretenden maximalen Umsiedlungsfläche führt. Die Gl.(8) und (9) werden in den folgenden Kapiteln benutzt, um die Ergebnisse der weiterführenden Untersuchungen zu analysieren und interpretieren.

#### 4.5 *Aussagesicherheit der Ergebnisse*

Die in den vorangegangenen Abschnitten beschriebenen Parameterstudien wurden aus Gründen der Rechenzeiten und des Auswerte- und Darstellungsaufwands unter folgenden in Abschnitt 4.3 beschriebenen Randbedingungen durchgeführt:

- Unfallfolgenrechnungen mit 288 Wetterabläufen
- Freisetzungsdauer von 1 Stunde
- Freisetzungshöhe von 10 m

Der Einfluß anderer Stichprobensamples, Freisetzungshöhen und Freisetzungsdauern auf die Ergebnisse wird nachstehend untersucht.

#### **4.5.1 Statistische Stabilität der Ergebnisse**

Zur Beantwortung der Frage, inwieweit andere Stichprobensamples die Zusammenhänge zwischen Umsiedlungsfläche, Freisetzungsanteil und Eingreifwert verändern, wurden mit 5 verschiedenen "samples" bestehend aus je 288 Wetterabläufen (s. Abschnitt 3.4) die Rechnungen für Cs- und I-Freisetzungen wiederholt. Die Abbildung 24 und Abbildung 25 zeigen exemplarisch die Ergebnisse für die 99% Perzentilen der Umsiedlungsflächen. Die geringe Bandbreite der Schwankungen in den Perzentilwerten deutet darauf hin, daß das Auswahlverfahren ausreichend gut das Wettergeschehen repräsentiert. Sie ist für beide Nuklidgruppen etwa gleich groß und beträgt etwa 10 - 20 Prozent. Diese Aussagegenauigkeit liegt weit unter den Unsicherheiten, die durch unsichere Parameter des atmosphärischen Ausbreitungsmodells bedingt sind [7].

#### **4.5.2 Einfluß der Freisetzungsdauer**

Erfolgen die Radionuklidfreisetzungen über Zeiträume größer als 1 Stunde, ist wegen der sich ändernden meteorologischen Bedingungen, insbesondere von Windrichtung und Windgeschwindigkeit, zunehmend mit der Kontamination größerer Flächen und folglich mit geringeren Aktivitätskonzentrationen zu rechnen. Infolgedessen sollten die Gebiete mit hohen Strahlendosen oberhalb des Eingreifwerts kleiner werden,

Durch die vergleichenden Rechenergebnisse mit Freisetzungen gleicher Menge innerhalb von 1h, 3h und 6h wird diese Überlegung bestätigt (s. Abbildung 26 und Abbildung 27). Die grundsätzlichen Zusammenhänge zwischen Perzentilwerten und Freisetzungsanteilen bleiben erhalten; allerdings werden die Flächenwerte leicht reduziert. Sie liegen bei elementarem Iod für Freisetzungsdauern zwischen 1h und 6h bei wenigen 10% und damit im Schwankungsbereich der Wetterablaufensembles (s. vorangegangenen Abschnitt). Bei Cs (und damit auch bei Te) werden die 99%-Fraktile stärker reduziert um etwa einen Faktor 2. Ursachen hierfür sind die gegenüber elementarem Iod größeren Unterschiede zwischen der trockenen und nassen Ablagerung. Bei der Übertragung der Ergebnisse der quantitativen Analyse auf länger anhaltende Freisetzungen ergeben sich folglich pessimistischere Aussagen.

### 4.5.3 Einfluß der Freisetzungshöhe

Bei Freisetzungen, die über den Kamin erfolgen und/oder mit thermischer Energie verbunden sind, ist mit effektiven Freisetzungshöhen von deutlich mehr als 10 m zu rechnen. Zum Vergleich wurden darum ergänzend Abschätzungen für die Freisetzungshöhe 100 m durchgeführt. Die Abbildung 28 und Abbildung 29 zeigen die Ergebnisse wiederum exemplarisch für die 99%-Fraktilewerte der Umsiedlungsflächen bei reinen Cs- und I-Quelltermen. Bei kleinen Freisetzungsanteilen ergeben sich deutlich kleinere Flächen; mit zunehmender Freisetzung nähern sie sich den Ergebnissen der 10 m - Freisetzung an. Ab Freisetzungsanteilen von etwa 1% werden bei beiden Nuklidgruppen etwa die gleichen Perzentilwerte erzielt.

Ursache für die geringeren Flächen bei großen Freisetzungshöhen ist die vertikale Ausbreitung der Aktivitätsfahne, die sich insbesondere bei den stabilen Ausbreitungskategorien E und F (s. auch Abschnitt 4.4.2.1) über größere Entfernungen erstrecken kann, ehe die bodennahe Luftkonzentration nennenswert anwächst. Da die trockene Deposition proportional ist zur bodennahen Luftkonzentration, werden erst in größeren Entfernungen hohe Aktivitätskonzentrationen erreicht. Da bei niedrigen 10m-Freisetzungen die Umsiedlungsflächen schon klein sind (z.B. kleiner als 10 km<sup>2</sup> bei Iodfreisetzungen von wenigen Promille) und sich infolgedessen nur über einen kleinen Entfernungsbereich erstrecken, wird in diesen Fällen eine Freisetzung in größeren Höhen die Flächen mit Strahlendosen oberhalb des Eingreifwerts deutlich reduzieren. Bei großen Freisetzungen ergeben sich Umsiedlungsgebiete von mehr als 100 km<sup>2</sup>, die sich über weite Entfernungen erstrecken, wo bereits eine vertikale Durchmischung innerhalb der Aktivitätsfahne vorliegt. Reduktionen der dann sehr hohen Kontaminationen im Nahbereich werden die Gebietsgröße darum nur geringfügig verkleinern.

## 4.6 Allgemeine Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse der durchgeführten Parameterstudien können wie folgt zusammengefaßt werden:

- Die Perzentilwerte der Umsiedlungsflächen steigen in einem log-log Diagramm etwa linear mit dem Freisetzungsanteil an, d.h.

$$F = a \cdot Q^b$$

- Der Faktor a ist abhängig vom Perzentilwert, Nuklidtyp (bzw. der Isotopenzusammensetzung) und Eingreifwert für Umsiedlung.

- Der Exponent  $b$  ist weitgehend unabhängig vom Perzentilwert, er liegt im Bereich von
 

$b \approx 1.05$	für elementares Iod
$b \approx 1.11$	für organisches Iod
$b \approx 1.40, 1.30, 1.40$	für Aerosole (Cs, Te, Iod)
- Die Beziehung zwischen Quellterm ( $Q$ ), Eingreifwert für Umsiedlungsmaßnahme  $IL_{AF}$ , mittlerem Abschirmfaktor  $AF$  für Bodenstrahlung und Perzentilen der Umsiedlungsflächen kann in 1. Näherung wie folgt beschrieben werden:

$$F = h \cdot \left( \frac{Q \cdot AF}{IL_{AF}} \right)^b$$

wobei  $h$  eine Konstante ist.

Für Überschlagsberechnungen:

$$F \approx k \cdot \frac{Q \cdot AF}{IL_{AF}}$$

wobei  $k$  eine Konstante ist.

- Bei gleichen Freisetzungsteilen von Cs-, I- und Te-Isotopen bestimmt hauptsächlich die Kontamination mit Cs-Isotopen die Größe der Umsiedlungsflächen. Erst wenn die Freisetzungsverhältnisse  $Q(I)/Q(Cs)$  bzw.  $Q(Te)/Q(Cs)$  deutlich größer als 1 sind, ergeben sich größere Umsiedlungsflächen als bei reinen Cs-Freisetzungen.
- Für die Freisetzungsteile, die zu keinen Umsiedlungsmaßnahmen führen, wurden folgende Obergrenzen bestimmt (Eingreifwert für Umsiedlung:  $IL = 50$  mSv)

Caesium:	$3 \times 10^{-5}$
el. Iod:	$2 \times 10^{-4}$
Tellur:	$1 \times 10^{-4}$

Oberhalb folgender Freisetzungsteile ist immer mit Umsiedlungsmaßnahmen zu rechnen:

Caesium:	$1 \times 10^{-2}$
el. Iod:	$1 \times 10^{-2}$
Tellur:	$5 \times 10^{-2}$

Im dazwischenliegenden Freisetzungsbereich wird die Größe der Umsiedlungsflächen durch das Wettergeschehen bestimmt.

Bei anderen Eingreifwerten verändern sich die obigen Grenzwerte von Freisetzunganteilen proportional zur Veränderung gegenüber dem bei den Rechnungen unterstellten Eingreifwert von  $IL = 50$  mSv.

- Sämtliche Ergebnisse zeigen eine geringe Abhängigkeit gegenüber Änderungen in der Auswahl von Wetterabläufen, der Freisetzungshöhe und Freisetzungsdauer.

#### 4.7 Literaturhinweise

- [1] International Commission on Radiological Protection  
Protection of the Public in the Event of Major Radiation Accidents: Principles for Planning  
ICRP Publication 40, Pergamon Press, Oxford and New York (1984).
- [2] L A Ilyin et al  
Radiocontamination Patterns and Possible Health Consequences of the Accident at the Chernobyl Nuclear Power Station  
J. Radiol. Prot. 1990 Vol.10, No 13-29.
- [3] J A Jones and J A Williams  
Assessment of the Radiological Consequences of Releases from Degraded Core Accidents for a Proposed PWR at Hinkly Point: Results Using MARC-1  
NRPB-M152 (1988).
- [4] U.S. Nuclear Regulatory Commission  
Reactor Safety Study: An Assessment of Accidents in U.S. Commercial Nuclear Power Plants  
NRC Report WASH-1400 (NUREG 75/014), NTIS (1975).
- [5] Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) mbH  
Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke (Phase A), Eine Untersuchung zu dem durch Störfälle in Kernkraftwerken verursachten Risiko  
Verlag TÜV Rheinland, Köln (1979).
- [6] Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) mbH  
Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke (Phase B)  
Verlag TÜV Rheinland, Köln (1990).

- [7] F. Fischer, J. Ehrhardt and I. Hasemann  
Uncertainty and Sensitivity Analyses of the Complete Program System UFOMOD and  
of Selected Submodels  
KfK-4627 (September 1990).
- [8] COSYMA: A New Program Package for Accident Consequence Assessment  
Joint Report by Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH and National Radiological  
Protection Board  
Commission of the European Communities, Report EUR-13028 EN (1991).



## 4.8 Tabellen

Quellterm	Freigesetzter Anteil des Kerninventars			Verhältnis	
	Iod	Tellur	Caesium	Iod/Cs	Te/Cs
<b>DRS-A (*)</b>					
FK-1 (99,01)	$8.0 \cdot 10^{-1}$	$3.5 \cdot 10^{-1}$	$5.0 \cdot 10^{-1}$	1.60	0.70
FK-2 (98,02)	$4.0 \cdot 10^{-1}$	$1.9 \cdot 10^{-1}$	$2.9 \cdot 10^{-1}$	1.40	0.66
FK-3 (90,10)	$7.0 \cdot 10^{-2}$	$4.0 \cdot 10^{-2}$	$4.4 \cdot 10^{-2}$	1.60	0.91
FK-4 (68,32)	$2.2 \cdot 10^{-2}$	$5.0 \cdot 10^{-3}$	$5.1 \cdot 10^{-3}$	4.31	0.98
FK-5 (60,40)	$1.8 \cdot 10^{-2}$	$1.4 \cdot 10^{-3}$	$1.2 \cdot 10^{-3}$	15.2	1.20
FK-6 (59,41)	$1.6 \cdot 10^{-2}$	$7.7 \cdot 10^{-4}$	$4.5 \cdot 10^{-4}$	36.2	1.71
FK-7 (99,01)	$5.3 \cdot 10^{-3}$	$2.5 \cdot 10^{-5}$	$1.3 \cdot 10^{-2}$	0.41	0.002
FK-8 (55,45)	$2.2 \cdot 10^{-8}$	$4.1 \cdot 10^{-11}$	$2.1 \cdot 10^{-8}$	1.04	0.002
<b>DRS-B</b>					
FK-1	$> 5.0 \cdot 10^{-1}$	$> 4.0 \cdot 10^{-1}$	$> 5.0 \cdot 10^{-1}$	-	-
FK-2	$3.7 \cdot 10^{-1}$	$2.3 \cdot 10^{-1}$	$3.7 \cdot 10^{-1}$	1.00	0.62
FK-3	$1.4 \cdot 10^{-2}$	$1.1 \cdot 10^{-2}$	$1.4 \cdot 10^{-2}$	1.00	0.79
FK-4	$8.0 \cdot 10^{-3}$	$2.0 \cdot 10^{-3}$	$4.0 \cdot 10^{-4}$	20.0	5.00
FK-5	$2.0 \cdot 10^{-3}$	$4.0 \cdot 10^{-6}$	$3.0 \cdot 10^{-7}$	6700.0	13.3
<b>WASH-1400</b>					
PW-1 (99,01)	$6.1 \cdot 10^{-1}$	$4.0 \cdot 10^{-1}$	$4.0 \cdot 10^{-1}$	1.53	1.00
PW-2 (99,01)	$7.1 \cdot 10^{-1}$	$3.0 \cdot 10^{-1}$	$5.0 \cdot 10^{-1}$	1.40	0.60
PW-3 (97,03)	$2.1 \cdot 10^{-1}$	$3.0 \cdot 10^{-1}$	$2.0 \cdot 10^{-1}$	1.00	1.50
PW-4 (98,02)	$9.2 \cdot 10^{-2}$	$3.0 \cdot 10^{-2}$	$4.0 \cdot 10^{-2}$	2.25	0.75
PW-5 (94,06)	$3.2 \cdot 10^{-2}$	$5.0 \cdot 10^{-3}$	$9.0 \cdot 10^{-3}$	0.36	0.56
PW-6 (29,71)	$2.8 \cdot 10^{-3}$	$1.0 \cdot 10^{-3}$	$7.0 \cdot 10^{-4}$	4.00	1.43
PW-7 (50,50)	$4.0 \cdot 10^{-5}$	$2.0 \cdot 10^{-5}$	$1.0 \cdot 10^{-5}$	4.00	2.00
PW-8 (95,05)	$1.1 \cdot 10^{-4}$	$1.0 \cdot 10^{-6}$	$5.0 \cdot 10^{-4}$	0.22	0.002
PW-9 (93,07)	$1.1 \cdot 10^{-7}$	$1.0 \cdot 10^{-9}$	$6.0 \cdot 10^{-7}$	0.18	0.002
<b>NRPB-M152</b>					
UK-1 (99,01)	$7.1 \cdot 10^{-1}$	$3.0 \cdot 10^{-1}$	$5.0 \cdot 10^{-1}$	1.41	0.60
UK-2 (99,01)	$7.1 \cdot 10^{-1}$	$3.5 \cdot 10^{-1}$	$4.0 \cdot 10^{-1}$	1.77	0.88
UK-3 (99,01)	$6.1 \cdot 10^{-1}$	$1.0 \cdot 10^{-1}$	$6.0 \cdot 10^{-1}$	1.01	0.17
UK-4 (97,03)	$2.1 \cdot 10^{-2}$	$2.5 \cdot 10^{-1}$	$2.0 \cdot 10^{-1}$	1.03	1.25
UK-5 (90,10)	$6.7 \cdot 10^{-2}$	$5.0 \cdot 10^{-1}$	$3.0 \cdot 10^{-1}$	0.22	1.67
UK-6 (60,40)	$1.5 \cdot 10^{-2}$	$4.0 \cdot 10^{-2}$	$2.0 \cdot 10^{-1}$	0.08	0.20
UK-7 (57,43)	$1.4 \cdot 10^{-2}$	$4.0 \cdot 10^{-4}$	$2.0 \cdot 10^{-3}$	7.02	0.20
UK-8 (50,50)	$1.2 \cdot 10^{-2}$	$1.0 \cdot 10^{-6}$	$5.0 \cdot 10^{-6}$	2400	0.20
UK-9 (29,71)	$2.8 \cdot 10^{-3}$	$1.0 \cdot 10^{-3}$	$8.0 \cdot 10^{-4}$	3.45	1.25
UK-10 (50,50)	$4.0 \cdot 10^{-5}$	$2.0 \cdot 10^{-5}$	$1.0 \cdot 10^{-5}$	4.00	2.00
UK-11 (50,50)	$6.0 \cdot 10^{-5}$	$3.0 \cdot 10^{-5}$	$3.0 \cdot 10^{-5}$	2.00	1.00
UK-12 (21,79)	$3.8 \cdot 10^{-5}$	$2.0 \cdot 10^{-7}$	$1.0 \cdot 10^{-6}$	38.0	0.20
Anmerkung: (*) Die Zahlenwerte in Klammern geben die Beiträge der verschiedenen chemischen Formen von Iod an, z.B. (99,01) bedeutet 99% elementares Iod und 1% organisches Iod.					

**Tabelle 11. Quellterme aus verschiedenen Untersuchungen**

Nuklid	Aktivitätsinventar (Bq)		
	DRS-A	NRPB-M152	WASH-1400
Cs-134	5.11E+17	3.85E+17	2.78E+17
Cs-136	1.67E+17	1.33E+17	1.11E+17
Cs-137	2.61E+17	2.29E+17	1.74E+17
I-131	3.85E+18	3.39E+18	3.15E+18
I-132	5.55E+18	4.96E+18	4.44E+18
I-133	7.47E+18	6.81E+18	6.29E+18
I-134	8.58E+18	7.84E+18	7.03E+18
I-135	6.70E+18	6.40E+18	5.55E+18
Te-127m	5.59E+16	4.37E+16	4.07E+16
Te-127	2.84E+17	2.85E+17	2.18E+17
Te-129m	2.43E+17	1.67E+17	1.96E+17
Te-129	1.45E+18	9.40E+17	1.15E+18
Te-131m	5.77E+17	3.47E+17	4.81E+17
Te-132	5.37E+18	4.85E+18	4.44E+18

**Tabelle 12. Kerninventar der Spaltprodukte Caesium, Iod und Tellur**

Nuklid	$Q_{10}$	$Q_{99}$	$Q_o$	$Q_u$
Caesium	$5.0 \cdot 10^{-3}$	$7.0 \cdot 10^{-5}$	$1.0 \cdot 10^{-2}$	$3.0 \cdot 10^{-5}$
elementares Iod	$5.0 \cdot 10^{-3}$	$2.0 \cdot 10^{-4}$	$1.0 \cdot 10^{-2}$	$2.0 \cdot 10^{-4}$
Tellur	$2.0 \cdot 10^{-2}$	$3.0 \cdot 10^{-4}$	$5.0 \cdot 10^{-2}$	$1.0 \cdot 10^{-4}$

Anmerkungen:

Eingreifwert für Umsiedlung: IL = 50mSv

$Q_{10}$  : Freisetzunganteil, bei dem die Umsiedlungsfläche in 10% der Fälle einen Wert von  $1.0 \text{ km}^2$  nicht überschreiten wird.

$Q_{99}$  : Freisetzunganteil, bei dem die Umsiedlungsfläche in 99% der Fälle einen Wert von  $1.0 \text{ km}^2$  nicht überschreiten wird.

$Q_o$  : Obere Grenze für Freisetzungen, die mit sehr großer Wahrscheinlichkeit zu Umsiedlungsmaßnahmen führen.

$Q_u$  : Untere Grenze für Freisetzungen, die nahezu nicht zu Umsiedlungsmaßnahmen führen.

**Tabelle 13. Obere und Untere Grenzen für Freisetzungen mit und ohne Umsiedlungsmaßnahmen**

Verhältnis (*)	$F_{95} \text{ (km}^2\text{)}$	$F_{99} \text{ (km}^2\text{)}$	$F_{\text{max}} \text{ (km}^2\text{)}$
1:0:10	0.74	0.74	1.28
1:1:8	0.54	0.54	1.09
1:2:5	0.39	0.39	1.04
1:3:3	0.24	0.24	0.96
1:4:2	0.21	0.21	0.96
1:5:0	0.09	0.16	1.09

Anmerkungen:

Eingreifwert für Umsiedlung: IL = 50mSv

$F_{95}$ : 95% Perzentile der Umsiedlungsflächen

$F_{99}$ : 99% Perzentile der Umsiedlungsflächen

$F_{\text{max}}$ : maximale Umsiedlungsfläche

(\*) Verhältnis: Caesium : Tellur : elementares Iod ; Freisetzunganteil von Caesium :  $1.0 \times 10^{-5}$

**Tabelle 14. Größe der Umsiedlungsgebiete in Abhängigkeit von den Verhältnissen Cs/Te/I**

Freisetzunganteil von Caesium $Q_{Cs}$ : $1 \times 10^{-3}$				
Verhältnis (*)	$F_{95}$ (km <sup>2</sup> )	$F_{99}$ (km <sup>2</sup> )	$F_{max}$ (km <sup>2</sup> )	$F_{min}$ (km <sup>2</sup> )
0:0:1	4.16	4.46	6.49	0.08
0:1:0	2.82	7.08	15.88	0.02
1:0:0	25.70	52.48	84.78	0.08
1:1:9	77.62	104.70	152.00	1.02
1:3:8	83.18	131.80	196.90	0.96
1:7:7	120.20	281.80	370.70	0.96
10:0:0	467.70	741.30	905.10	1.02
0:0:10	35.48	50.12	75.04	0.96
0:50:0	489.80	758.60	912.80	1.11
1:0:10	69.18	104.70	152.00	1.11
1:15:6	169.80	426.60	452.70	1.02
1:20:4	234.40	426.60	452.70	0.96
1:30:2	363.10	588.80	649.70	1.02
1:40:0	467.70	691.10	796.50	1.02

Anmerkungen:

Eingreifwert für Umsiedlung: IL = 50mSv

$F_{95}$ : 95% Perzentile der Umsiedlungsflächen

$F_{99}$ : 99% Perzentile der Umsiedlungsflächen

$F_{max}$ : maximale Umsiedlungsfläche

$F_{min}$ : minimale Umsiedlungsfläche

(\*) Verhältnis der freigesetzten Spaltprodukte Caesium : Tellur : elementares Iod

**Tabelle 15. Größe der Umsiedlungsgebiete in Abhängigkeit von den Verhältnissen Cs/Te/I**

Freisetzunganteil von Caesium $Q_{cs} : 1 \times 10^{-5}$							
$(1+a)Q_{cs}$	$F_{95} (km^2)$	$F_{99} (km^2)$	$F_{max} (km^2)$	$(1+b)Q_{cs}$	$F_{95} (km^2)$	$F_{99} (km^2)$	$F_{max} (km^2)$
1+0.0	0.01	0.04	0.34	1+0.0	0.01	0.04	0.34
1+1.0	0.07	0.08	0.45	1+1.0	0.02	0.05	0.41
1+3.0	0.18	0.18	0.59	1+3.0	0.03	0.06	0.59
1+8.0	0.48	0.48	0.88	1+8.0	0.06	0.12	0.88
1+10.0	0.74	0.74	1.28	1+10.0	0.07	0.12	0.88
Freisetzunganteil von Caesium $Q_{cs} : 2 \times 10^{-5}$							
$(1+a)Q_{cs}$	$F_{95} (km^2)$	$F_{99} (km^2)$	$F_{max} (km^2)$	$(1+b)Q_{cs}$	$F_{95} (km^2)$	$F_{99} (km^2)$	$F_{max} (km^2)$
1+0.0	0.07	0.12	0.88	1+0.0	0.07	0.12	0.88
1+1.0	0.20	0.24	1.15	1+1.0	0.11	0.16	1.09
1+3.0	0.42	0.48	1.34	1+3.0	0.13	0.24	1.10
1+8.0	1.07	1.07	1.78	1+8.0	0.22	0.41	1.35
1+10.0	1.23	1.35	1.87	1+10.0	0.23	0.55	1.74
Freisetzunganteil von Caesium $Q_{cs} : 1 \times 10^{-5}$				Freisetzunganteil von Caesium $Q_{cs} : 2 \times 10^{-5}$			
$(1+c)Q_{cs}$	$F_{95} (km^2)$	$F_{99} (km^2)$	$F_{max} (km^2)$	$(1+c)Q_{cs}$	$F_{95} (km^2)$	$F_{99} (km^2)$	$F_{max} (km^2)$
1+0.0	0.01	0.04	0.34	1+0.0	0.07	0.12	0.88
1+1.0	0.02	0.05	0.45	1+1.0	0.13	0.24	1.09
1+3.0	0.06	0.10	0.87	1+3.0	0.21	0.37	1.33
1+8.0	0.13	0.30	1.10	1+8.0	0.39	1.15	3.31
1+10.0	0.22	0.37	1.33	1+10.0	0.52	1.20	3.58
Anmerkungen:							
Eingreifwert für Umsiedlung: IL = 50mSv							
$F_{95}$ : 95% Perzentile der Umsiedlungsflächen							
$F_{99}$ : 95% Perzentile der Umsiedlungsflächen							
$F_{max}$ : maximale Umsiedlungsfläche							
a: Verhältnis des Freisetzunganteils von elementarem Iod zu dem von Caesium.							
b: Verhältnis des Freisetzunganteils von aerosolförmigen Iod zu dem und Caesium.							
c: Verhältnis des Freisetzunganteils von Tellur zu dem von Caesium.							

Tabelle 16. Größe der Umsiedlungsgebiete und Wetterabläufe für Kombination von Cs, Te und I

$Q_{Iod(1)}$	$F_{max}$	Zeitreihen der meteorologischen Daten der Wetterabläufe(2)
$1 \times 10^{-4}$	0.49	F E E E E E E E 0.00 0.15 0.15 0.00 0.00 0.00 0.00 0.00 0.51 0.51 0.51 0.51 0.51 0.51 1.54 2.05
$1 \times 10^{-3}$	5.21	E E E E E E E E 0.15 0.15 0.15 0.15 1.19 1.19 1.19 0.15 1.02 0.51 0.51 0.51 0.51 0.51 0.51 1.02
$1 \times 10^{-2}$	48.8	C C D E E E 0.15 1.19 1.19 0.15 1.19 1.19 1.54 1.02 1.54 0.51 2.05 2.05
$Q_{cs}$	$F_{max}$	Zeitreihen der meteorologischen Daten der Wetterabläufe
$1 \times 10^{-5}$	0.34	E F F 4.19 0.00 0.00 0.51 0.51 2.05
$1 \times 10^{-4}$	6.04	E E E E E E E D 0.15 0.15 1.19 1.19 1.19 0.15 0.15 0.15 0.51 0.51 0.51 0.51 0.51 1.02 1.54 3.59
$1 \times 10^{-3}$	84.8	E E E E 0.15 0.00 0.00 0.00 1.02 1.02 1.54 1.02
$Q_{te}$	$F_{max}$	Zeitreihen der meteorologischen Daten der Wetterabläufe
$1 \times 10^{-4}$	1.09	E E F F 0.00 4.19 0.00 0.00 0.51 0.51 0.51 2.05
$1 \times 10^{-3}$	15.9	D E F D 0.00 1.19 4.19 4.19 1.54 1.54 1.54 4.62
$1 \times 10^{-2}$	185.	B B C B C B C C 0.15 0.00 0.15 0.15 0.15 0.15 0.15 0.15 1.02 0.51 1.54 0.51 1.54 0.51 1.54 2.05
Anmerkungen:		
Eingreifwert für Umsiedlung: IL = 50mSv		
(1) Beiträge der verschiedenen chemischen Formen von Iod: 70% elementares Iod und 30% organisches Iod		
(2) 1. Zeile: Wetterkategorie 2. Zeile: Niederschlag (mm) 3. Zeile: Windgeschwindigkeit (m/s)		

Tabelle 17. Größe der Umsiedlungsgebiete und Wetterabläufe für Caesium, Iod und Tellur

Nuklid (1)	$F_{\max}$ (km <sup>2</sup> )	$v_d$ (m/s)	Zeitreihen der meteorologischen Daten der Wetterabläufe (2)							
elementares Iod	48.3	1.0 10 <sup>-2</sup>	E	F	E	E	F	F	E	E
			0.00	0.00	0.15	0.15	0.00	0.15	1.19	1.19
			1.54	0.51	1.02	0.51	1.02	0.51	0.51	0.51
aerosolförmiges Iod	48.1	1.0 10 <sup>-3</sup>	C	C	D	E	E	E		
			0.15	1.19	1.19	0.15	1.19	1.19		
			1.54	1.02	1.54	0.51	2.05	2.05		
<p>Anmerkung:</p> <p>Eingreifwert für Umsiedlung: IL = 50mSv</p> <p>(1) Freisetzunganteil des elementaren Iod und aerosolförmigen Iod: <math>7 \times 10^{-3}</math></p> <p>(2) 1. Zeile: Wetterkategorie 2. Zeile: Niederschlag (mm) 3. Zeile: Windgeschwindigkeit (m/s)</p>										

**Tabelle 18. Größe der Umsiedlungsgebiete und Wetterabläufe für elemen. und aerosol. Iod**

k (mSv.km <sup>2</sup> )			
für 95% - Perzentilwert		für 99% - Perzentilwert	
Caesium	$2.15 \cdot 10^6$	Caesium	$3.00 \cdot 10^6$
Elementares Iod	$2.50 \cdot 10^5$	Elementares Iod	$3.50 \cdot 10^5$

**Tabelle 19. Proportionalitätskonstante zur Berechnung von Flächen-Perzentilwerten**

## 4.9 Abbildungen

### Liste der Abkürzungen

<b>IL</b>	Eingreifwert für Umsiedlung ohne Abschirmung (mSv)
<b>S1</b>	Sample 1 der (288) Wetterabläufe
<b>S2</b>	Sample 2 der (288) Wetterabläufe
<b>S3</b>	Sample 3 der (288) Wetterabläufe
<b>S4</b>	Sample 4 der (288) Wetterabläufe
<b>S5</b>	Sample 5 der (288) Wetterabläufe
<b>P1</b>	1 Phase (1h): die Dauer der Freisetzung ist 1 Stunde.
<b>P3</b>	3 Phase (3h): die Dauer der Freisetzung ist 3 Stunden.
<b>P6</b>	6 Phase (6h): die Dauer der Freisetzung ist 6 Stunden.
<b>H10</b>	die Höhe der Freisetzung ist 10 m.
<b>H100</b>	die Höhe der Freisetzung ist 100 m.
<b>F10 bis F99</b>	siehe Abbildung 12 im Text
<b>Cs-Isotope</b>	Cs-134, Cs-136, Cs-137
<b>I-Isotope</b>	I-131, I-132, I-133, I-134, I-135
<b>Te-Isotope</b>	Te-127m, Te-127, Te-129m, Te-129, Te-131m, Te-132
<b>F20-Cs</b>	die Größe der Umsiedlungsflächen, die in 20 Prozent aller Fälle nicht überschritten wird, ist Caesium allein in die Atmosphäre freigesetzt.
<b>F20-Cs + I</b>	die Größe der Umsiedlungsflächen, die in 20 Prozent aller Fälle nicht überschritten wird, sind Caesium und Iod zusammen in die Atmosphäre freigesetzt.
<b>F50-Cs bis F99-Cs + I</b>	die ähnlichen Bedeutungen wie F20-Cs und F20-Cs + I.



**F20-Cs + Te**

die Größe der Umsiedlungsflächen, die in 20 Prozent aller Fälle nicht überschritten wird, sind Caesium und Tellur zusammen in die Atmosphäre freigesetzt. F50-Cs + Te bis F99-Cs + Te haben die ähnlichen Bedeutungen wie F20-Cs + Te.

**$Q(I)/Q(Cs) = 2$**

Das Verhältnis des Freisetzunganteils für Iod zu dem für Caesium ist 2. Der Freisetzunganteil  $Q$  gibt den Freisetzunganteil von Caesium an. Der Freisetzunganteil von Iod ist zweimal so groß wie der von Caesium.

**$Q(I)/Q(Te) = 2$**

Das Verhältnis des Freisetzunganteils für Iod zu dem für Tellur ist 2. Der Freisetzunganteil  $Q$  gibt den Freisetzunganteil von Tellur an. Der Freisetzunganteil von Iod ist zweimal so groß wie der von Tellur.

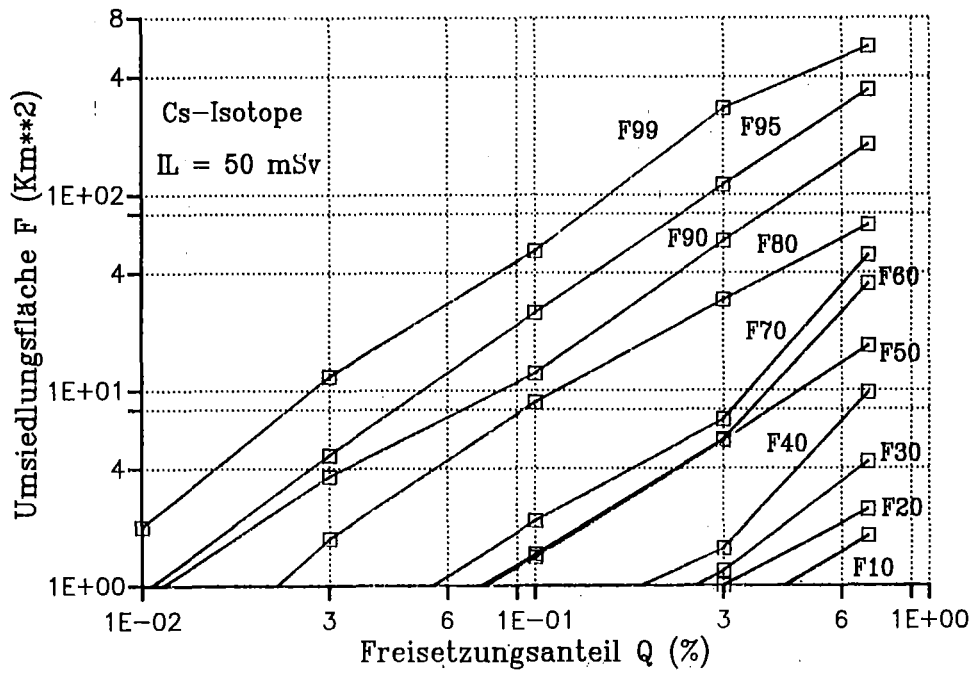


Abbildung 15. Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Caesiumfreisetzung

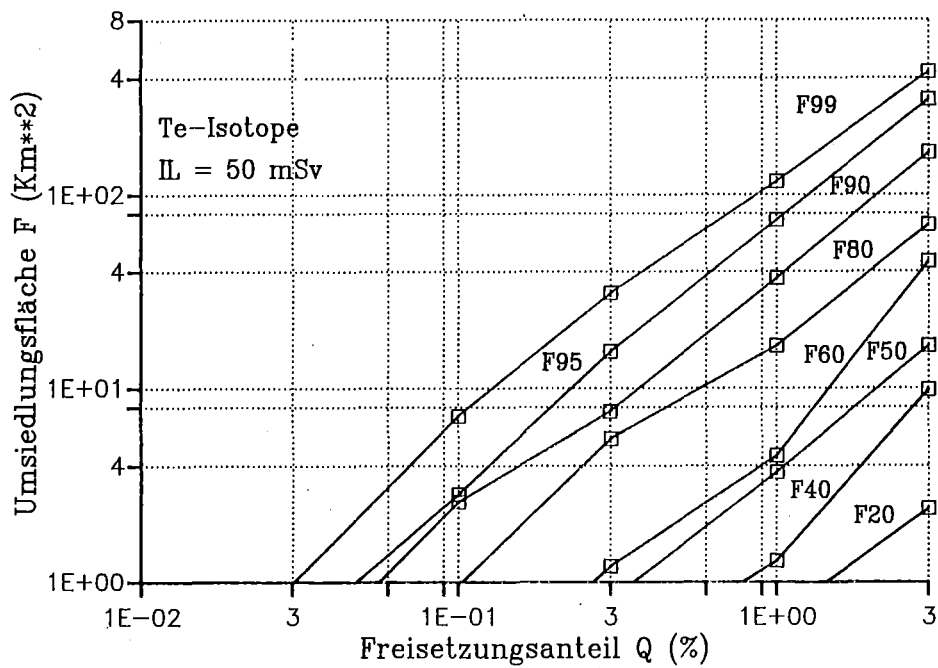
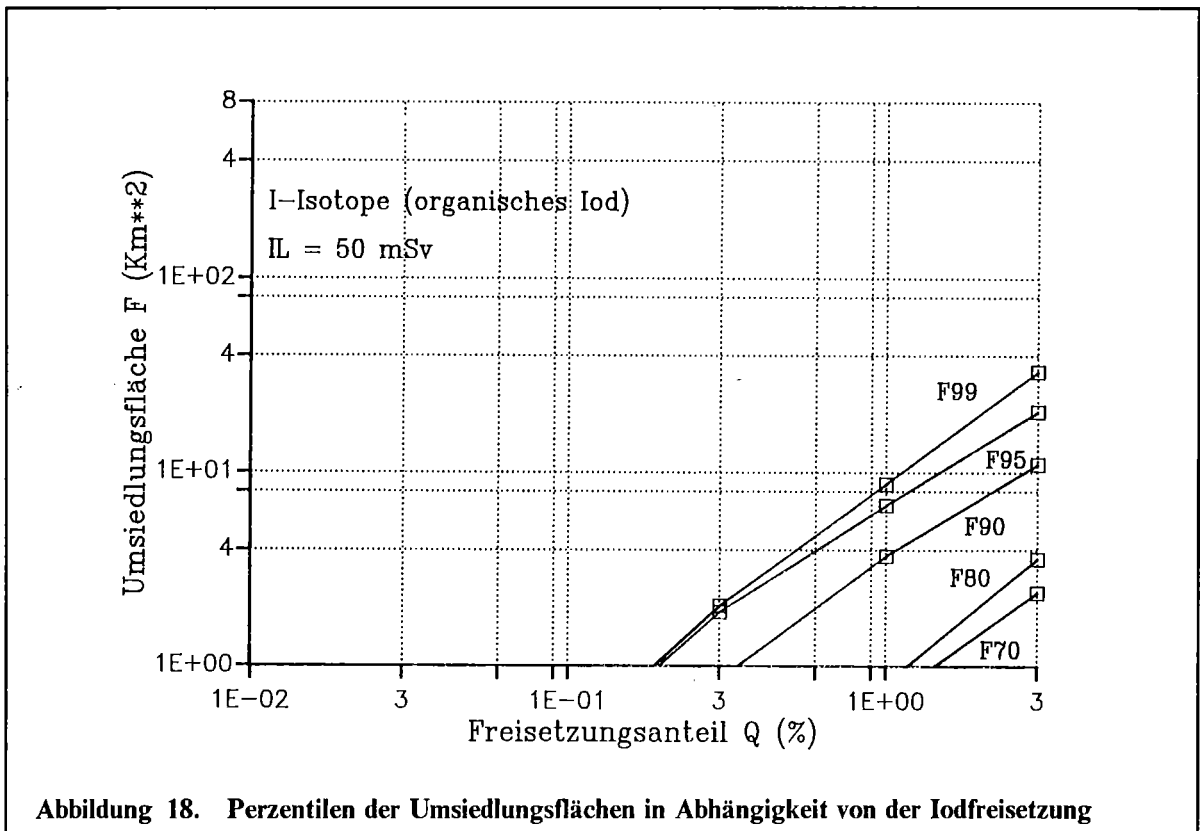
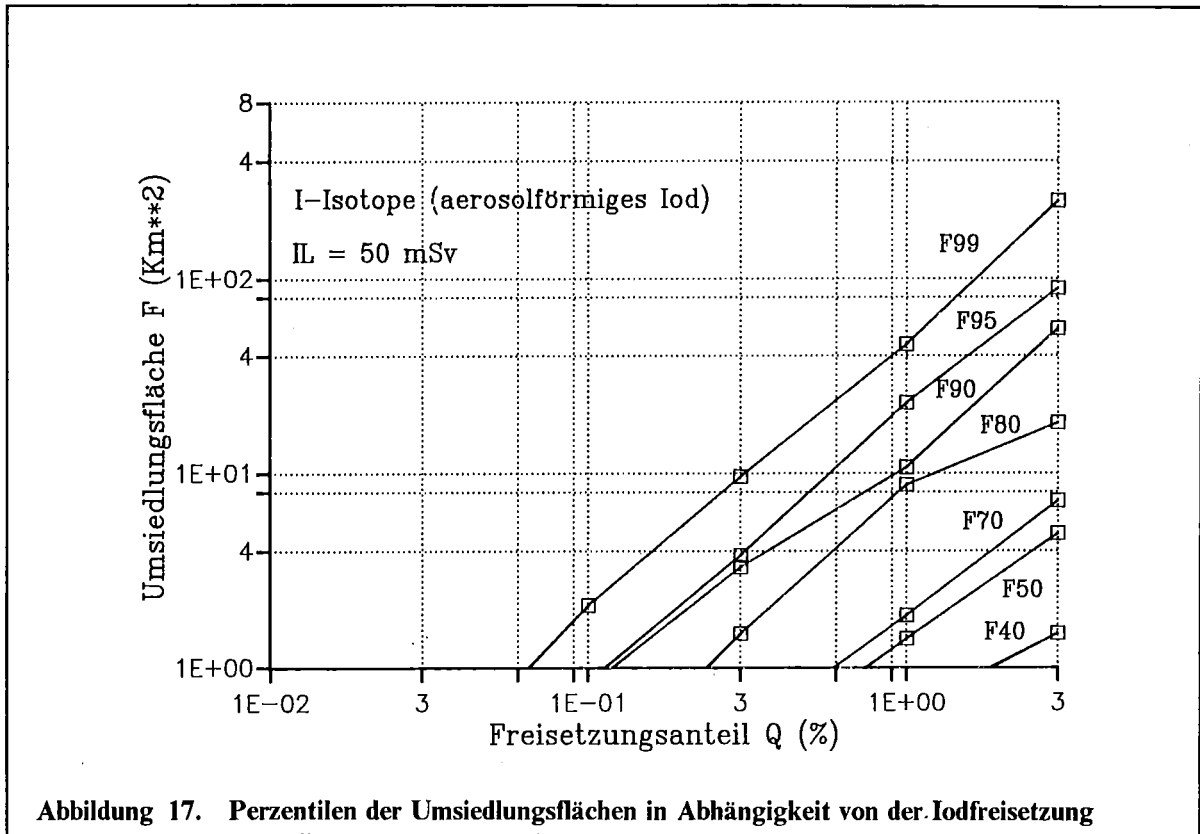
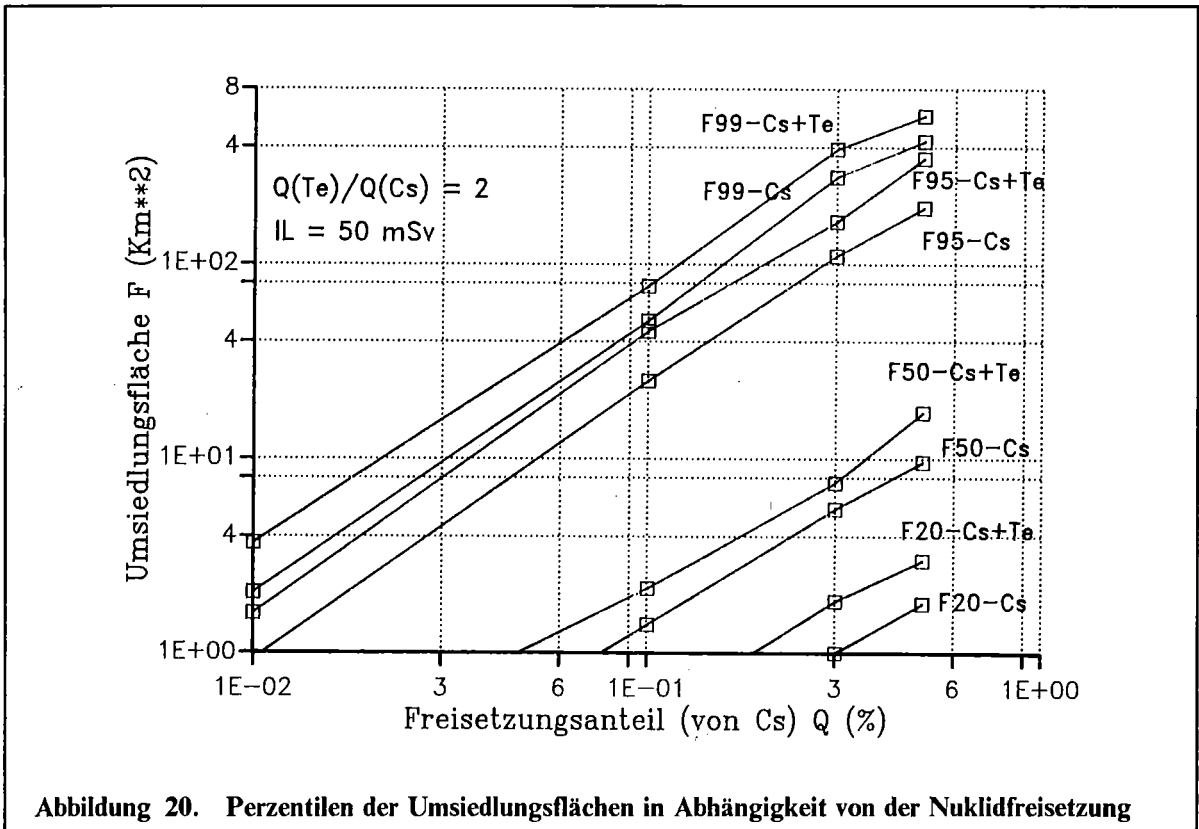
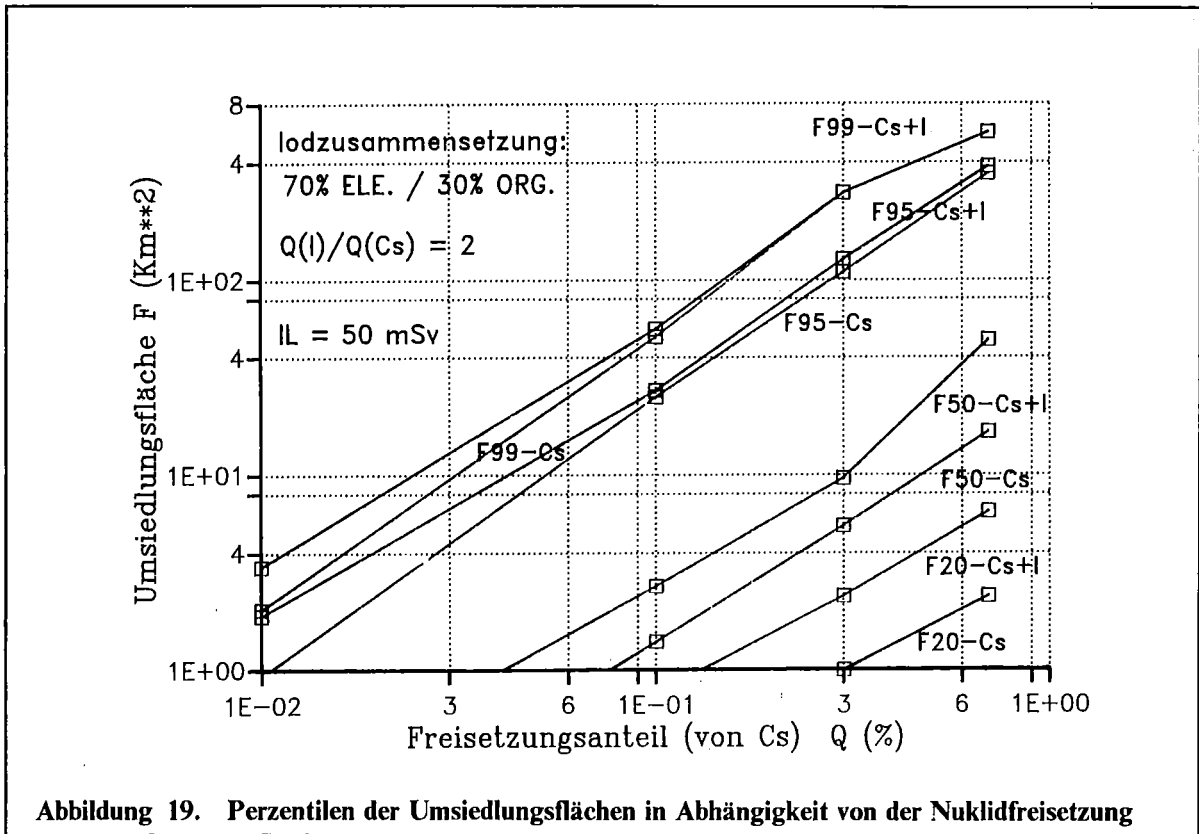


Abbildung 16. Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Tellurfreisetzung





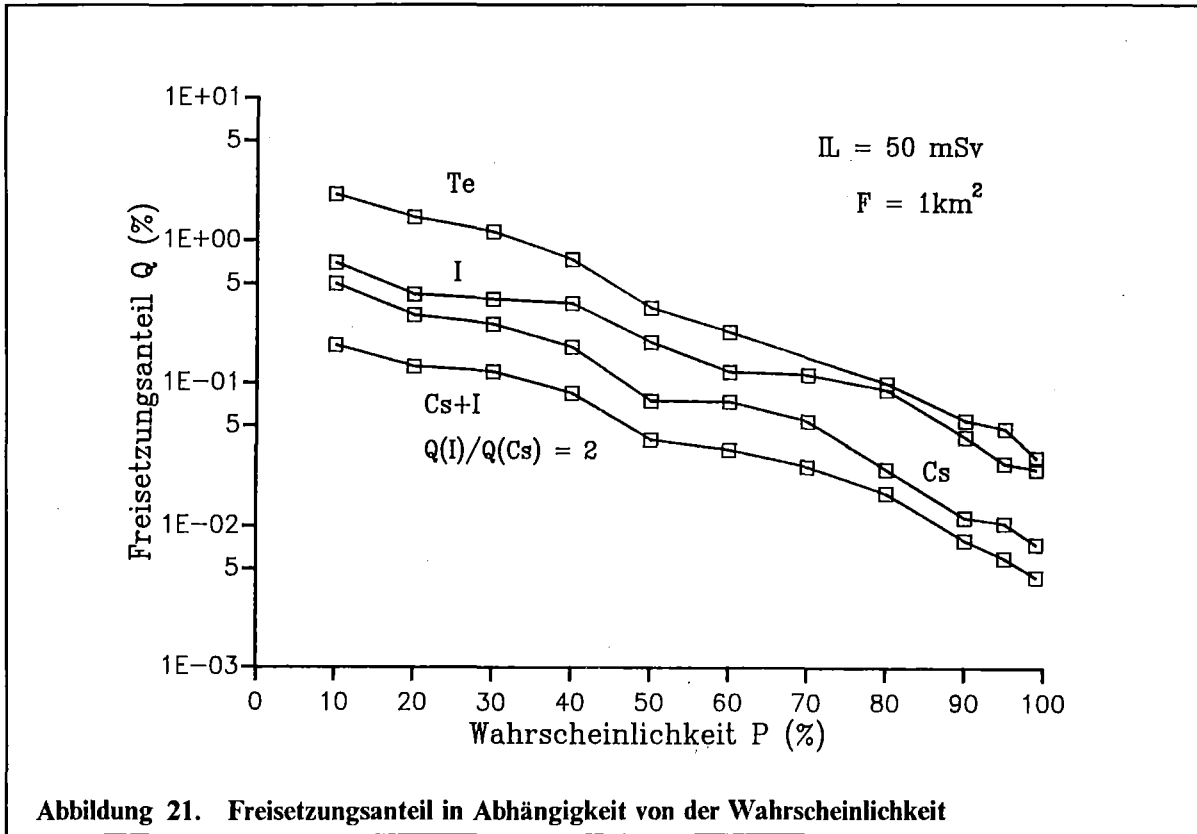


Abbildung 21. Freisetzunganteil in Abhängigkeit von der Wahrscheinlichkeit

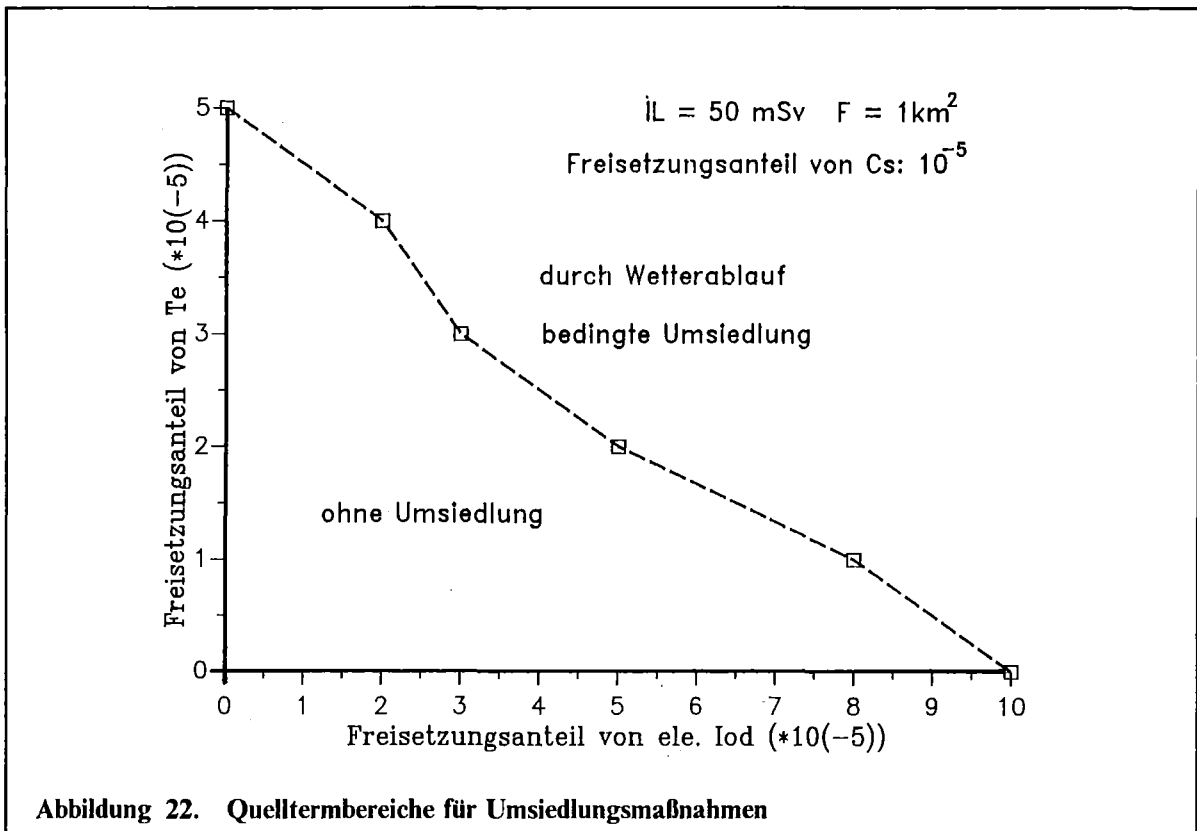


Abbildung 22. Quelltermbereiche für Umsiedlungsmaßnahmen

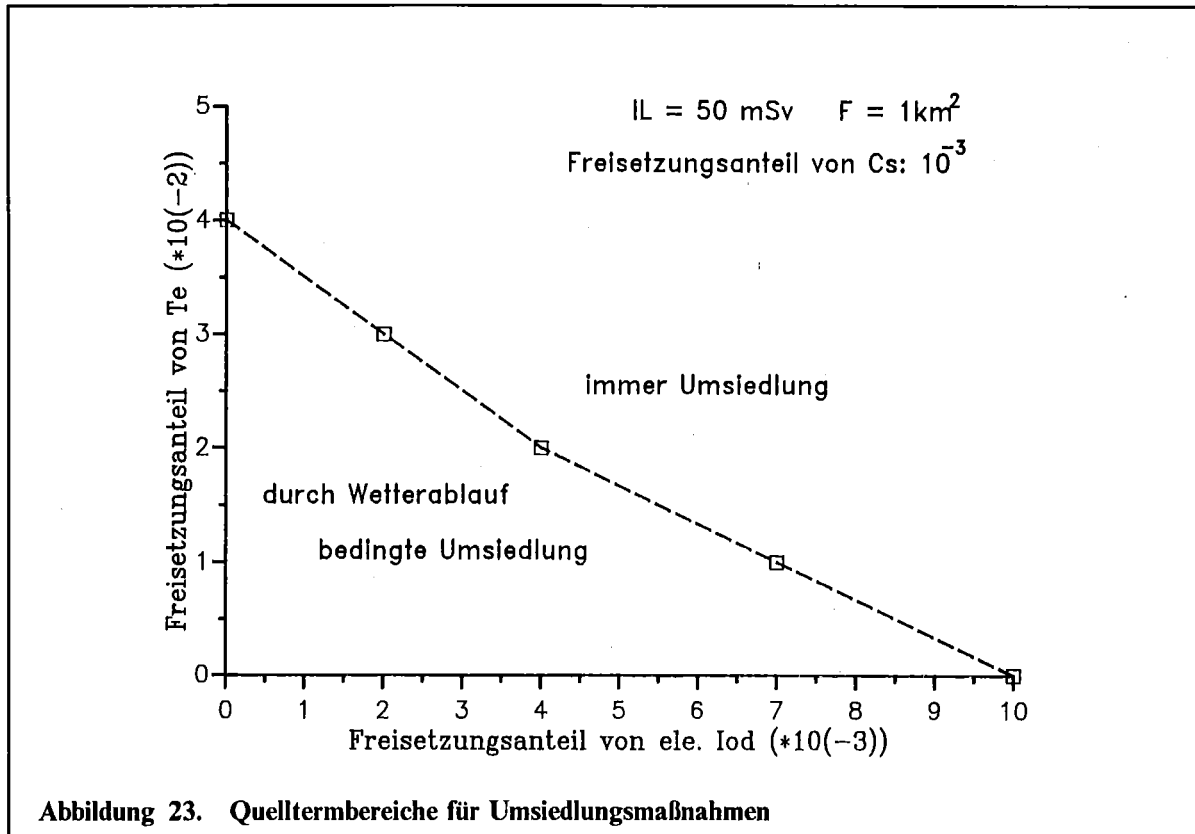


Abbildung 23. Quelltermbereiche für Umsiedlungsmaßnahmen

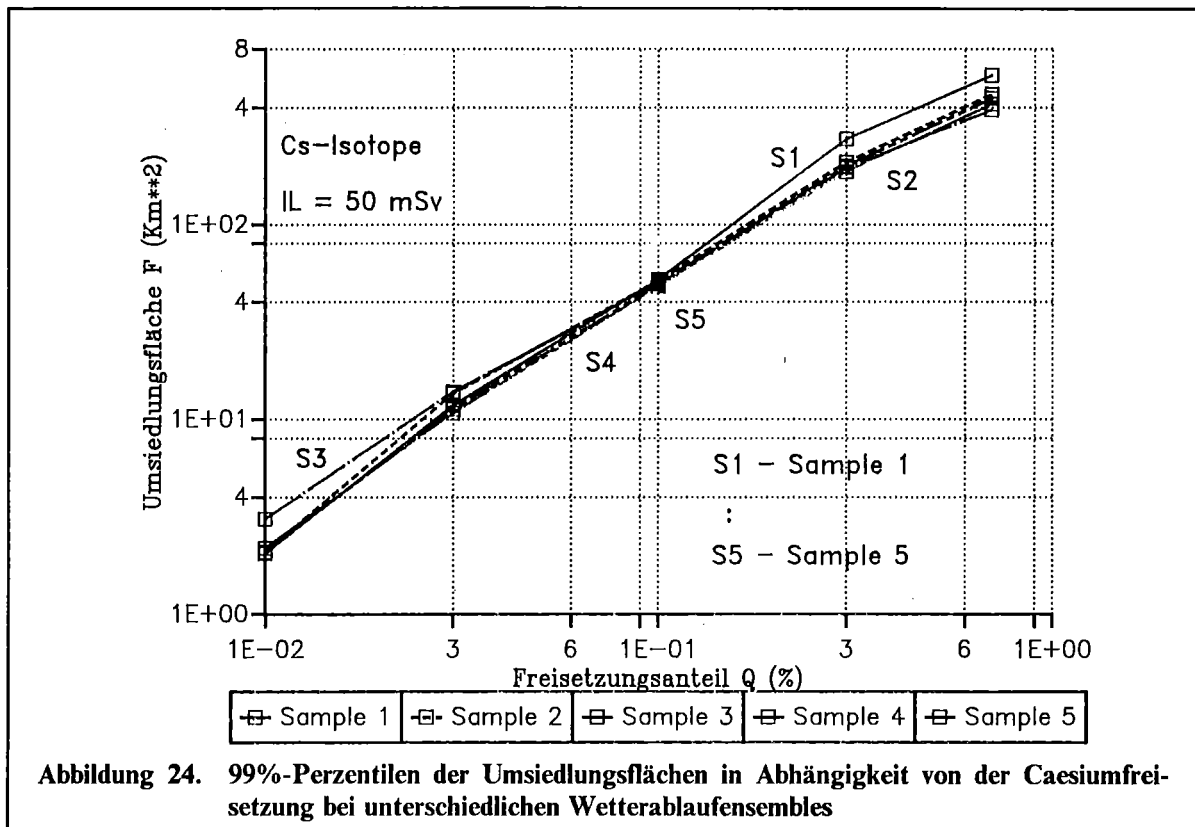
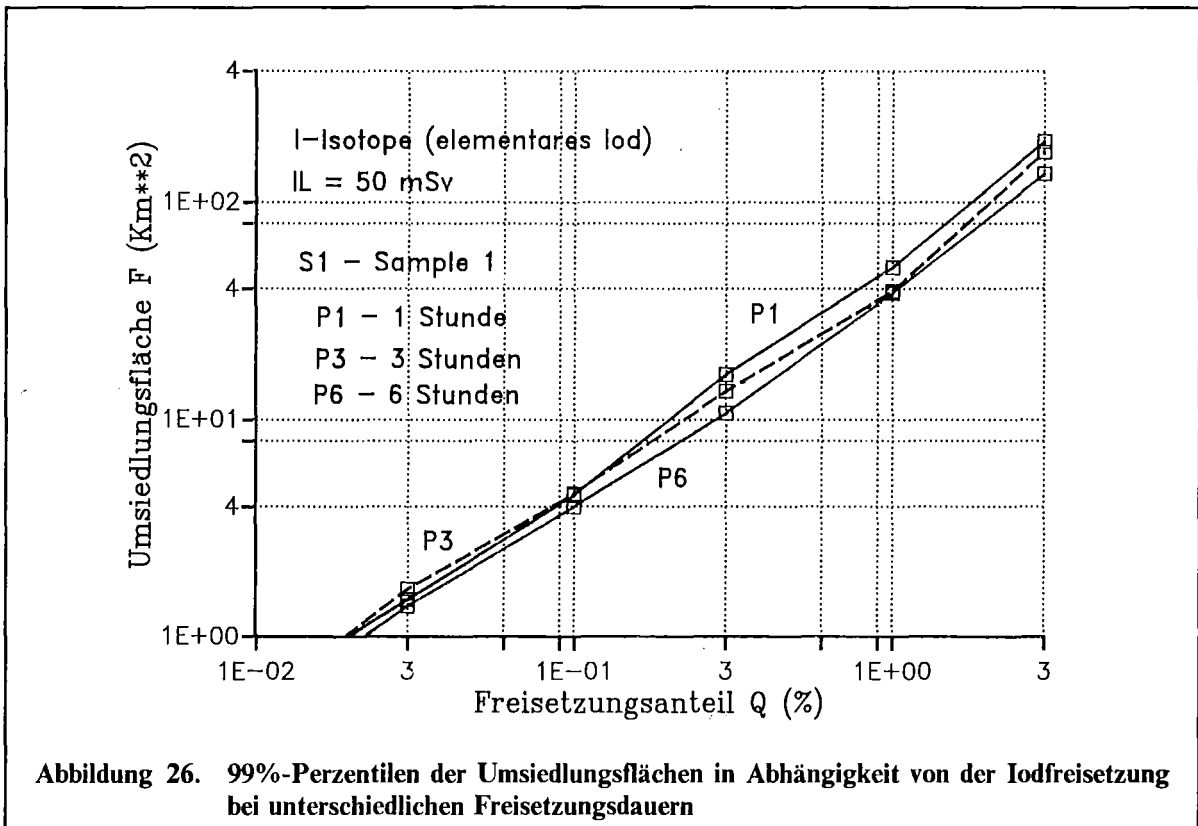
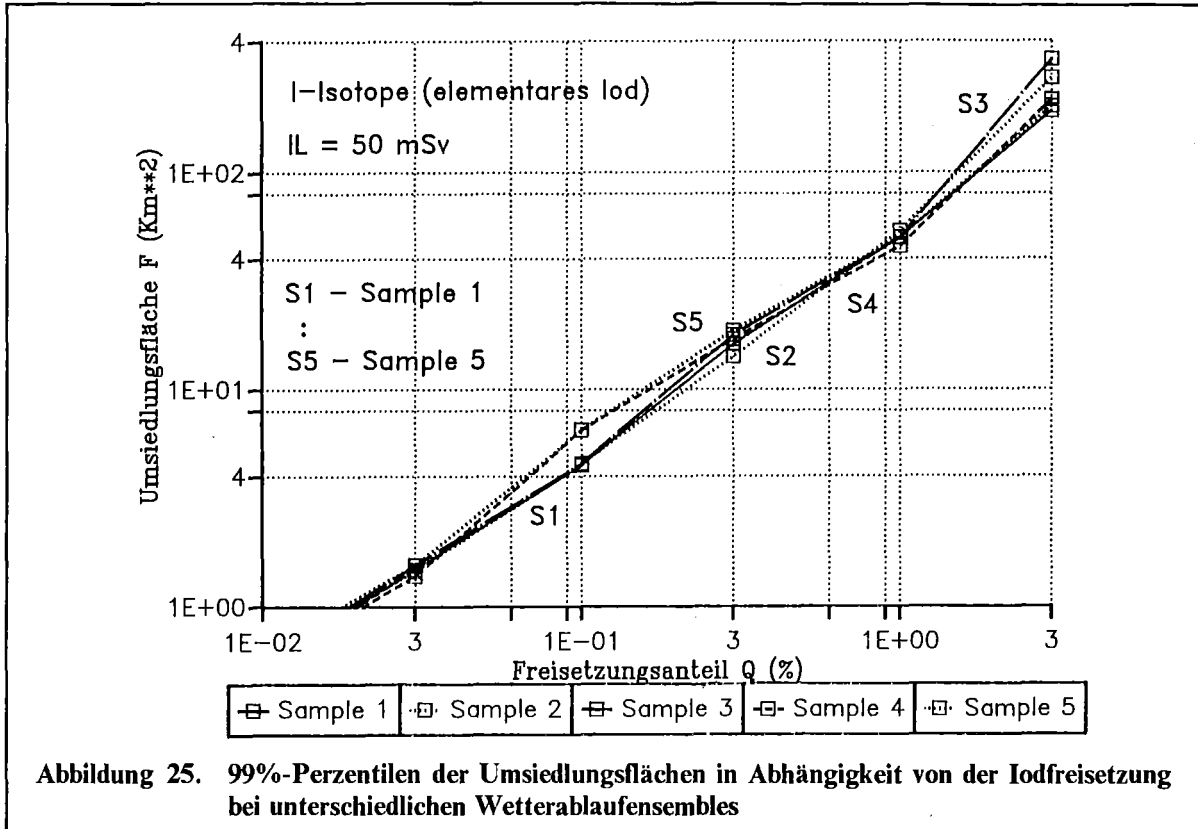
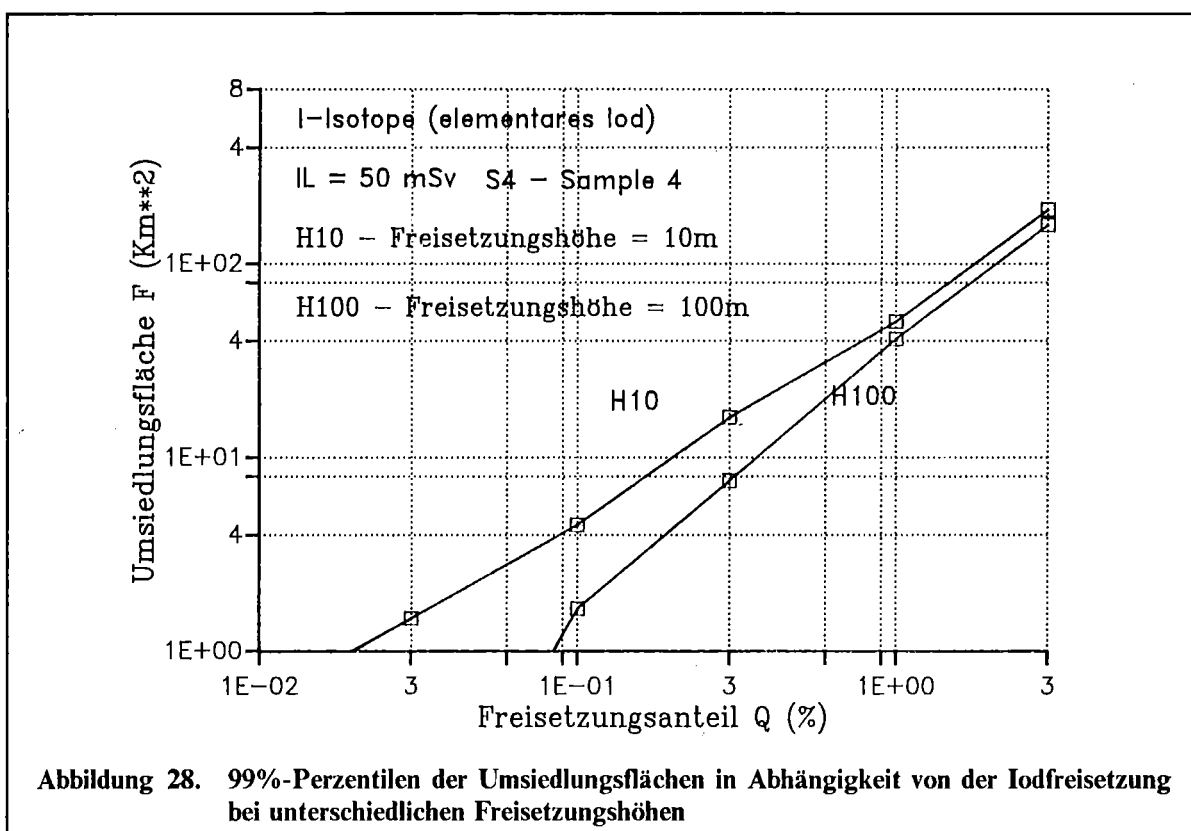
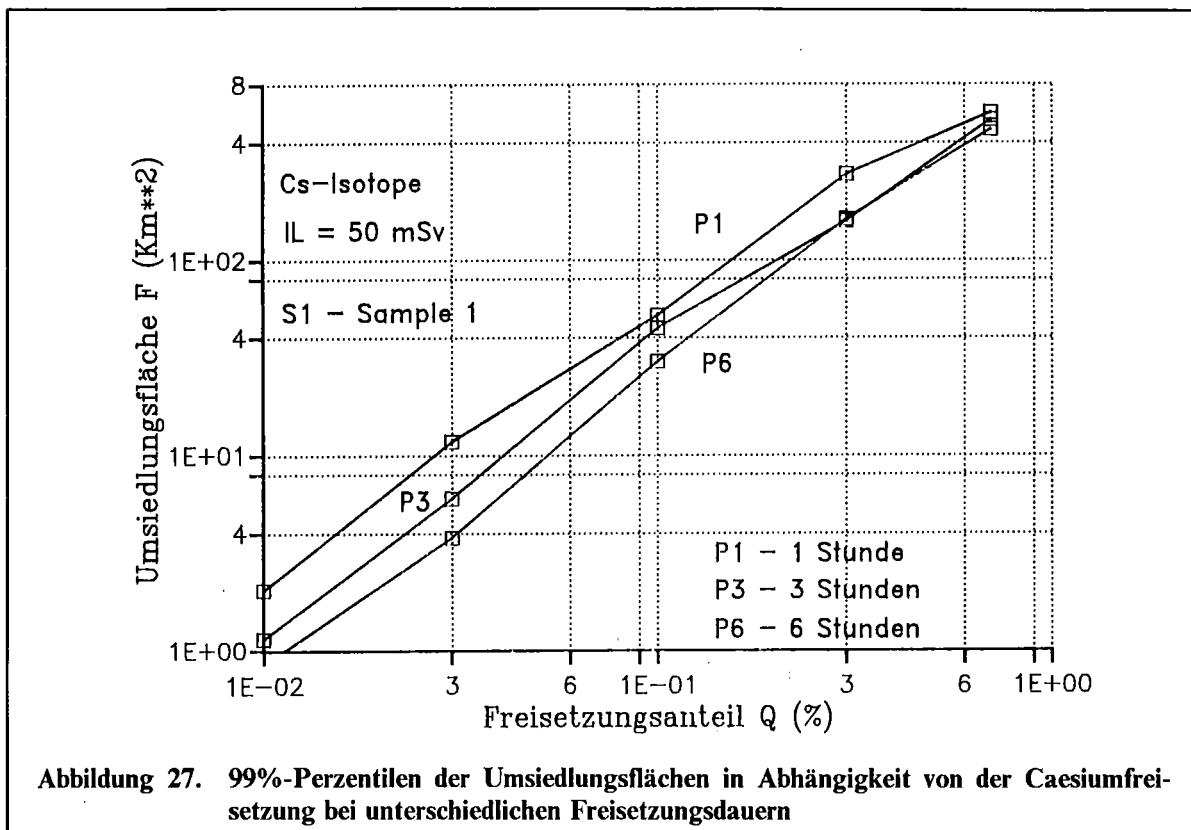


Abbildung 24. 99%-Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Caesiumfreisetzung bei unterschiedlichen Wetterablaufensembles







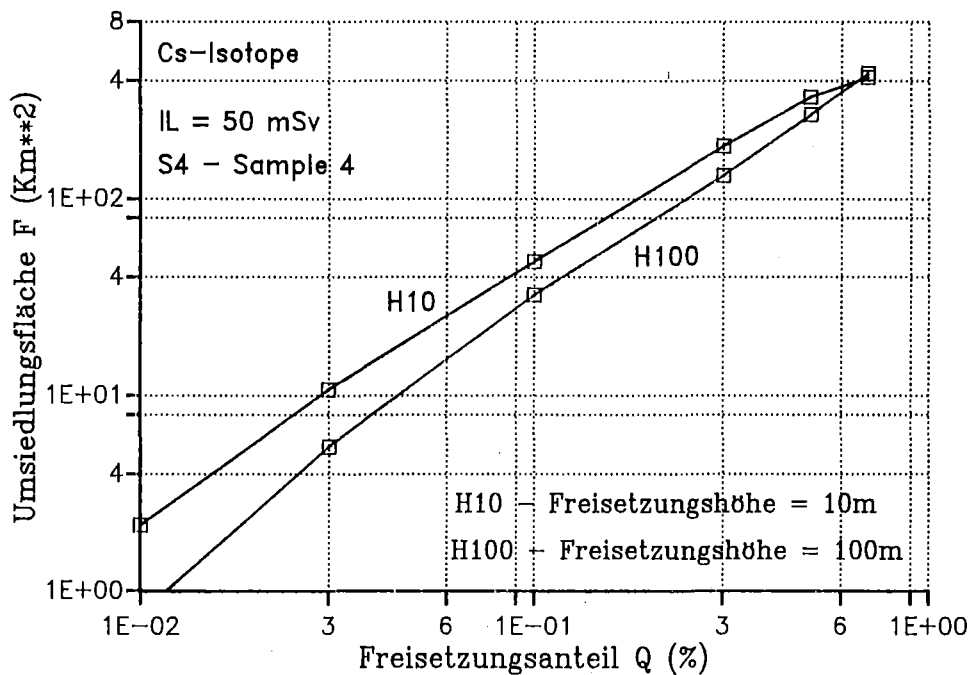


Abbildung 29. 99%-Perzentilen der Umsiedlungsflächen in Abhängigkeit von der Caesiumfreisetzung bei unterschiedlichen Freisetzungshöhen

## 5. Nutzen und Kosten von Maßnahmen

### 5.1 Einleitung

Die im Zusammenhang dieser Arbeit zu untersuchenden Schutz- und Gegenmaßnahmen zur Minimierung der gesundheitlichen Risiken in der Bevölkerung nach einer unfallbedingten Freisetzung von radioaktivem Material sind ausführlich in Kapitel 3 beschrieben. Sie basieren im wesentlichen auf den in ICRP 40 [1] aufgestellten Prinzipien des anlagenexternen Notfallschutzes in Unfallsituationen. Demnach ist in einer konkreten Situation die geeignete Maßnahmenkombination durch einen Entscheidungsfindungsprozeß festzulegen, in dem Vor- und Nachteile gegeneinander abgewogen werden. Nicht alle positiven und negativen Aspekte sind quantifizierbar; vor allem sozial-psychologische und politische Einflußgrößen können i.a. nur qualitativ beurteilt werden. Sie sind stark vom Ort und Zeitpunkt des Unfalls abhängig und können darum - unabhängig von der Schwierigkeit ihrer methodischen Einbeziehung - im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht behandelt werden.

Die im Sinne von ICRP 40 [1] wichtigsten Größen zur Beurteilung des Nutzens von Schutz- und Gegenmaßnahmen zur Verringerung des Risikos für stochastische Gesundheitsschäden bei Einzelpersonen und in der Bevölkerung sind

- die (vermiedene) Individualdosis und
- die (vermiedene) Kollektivdosis.

Einziges mit den in Abschnitt 3 beschriebenen Methoden quantifizierbare Größe, die für den Nachteil von Maßnahmen steht, sind die monetären Kosten, die mit der Durchführung von Maßnahmen verbunden sind. In einem Entscheidungsfindungsprozeß sind die Vor- und Nachteile derart gegeneinander abzuwägen, daß ein günstigster Eingreifwert festgelegt wird, der i.a. im Bereich zwischen oberem und unterem Richtwert liegt [1].

Mit Hilfe von Rechenprogrammen für probabilistische Unfallfolgenabschätzungen, die Simulationsmodelle für die anlagenexternen Schutz- und Gegenmaßnahmen enthalten, können die für die Beurteilung relevanten Größen quantifiziert werden. Analysen von Parameterstudien mit veränderten Eingreifwerten und Maßnahmenkombinationen führen zu Schlußfolgerungen, die mit den angegebenen Vertrauensbereichen für die betrachteten Unfallsituationen allgemeine Gültigkeit besitzen. Die vertiefte Kenntnis derartiger Zusammenhänge und Abhängigkeiten ist Voraussetzung für rationale Abwägungen zwischen Einflußgrößen.

In den folgenden Abschnitten werden die Ergebnisse von Parameterstudien diskutiert. Dabei werden Abhängigkeiten der Individualdosis, der Kollektivdosis und der Kosten vom Ein-

greifwert für Umsiedlungsmaßnahmen und vom Rücksiedlungskriterium aufgezeigt, sowie der Einfluß von Dekontaminationsmaßnahmen untersucht.

Die Auswahl des Quellterms erfolgte unter der Randbedingung, daß die Größe von Umsiedlungsgebieten sich nicht über Entfernungen größer als 150 km erstreckt, wenn der Eingreifwert für Umsiedlung in ungeschützter Umgebung im Freien bei 50 mSv Effektivdosis im 1. Jahr liegt (unterer Richtwert nach ICRP 40 [1] und Rahmenempfehlungen [5]). Dadurch erfolgen durch die Parametervariationen bedingte Änderungen in den Unfallkonsequenzen hauptsächlich im Gültigkeitsbereich von COSYMA/NL (mehrere 10 km), so daß dessen Einsatz für die durchgeführten Untersuchungen gerechtfertigt ist. Der freigesetzte Anteil des Kerninventars von Caesium liegt für einen derartigen Quellterm in der Größenordnung von  $10^{-2}$ . Bei Einbeziehung größerer Freisetzungen - und damit größerer Entfernungsbereiche - wären die derzeitigen Vorstellungen über Umsiedlungsvorgänge und deren einfache Modellierung in Frage zu stellen, da wichtige Einfluß- und Rückwirkungsmechanismen im Entscheidungsprozeß unberücksichtigt blieben (z.B. sozial-ökonomische Aspekte, Akzeptanz in der Bevölkerung).

Als Ergebnis dieser Überlegungen werden die Untersuchungen zunächst mit 2 Quelltermen durchgeführt. Die erste Freisetzung DE1 ist identisch mit der Freisetzung F3b-DE der Deutschen Risikostudie Kernkraftwerke - Phase B (Freisetzung zu nicht beherrschtem Dampferzeugerheizrohrleck, mit Wasserauffüllung des defekten Dampferzeugers) [2]. Die Freisetzungsanteile und zeitabhängigen Aktivitätsfreisetzungen sind in Tabelle 20 angegeben. Die Cs-Freisetzung beträgt  $2.5E-2$ , das Verhältnis der Freisetzungsanteile von Iod zu Caesium beträgt 1.0, das von Tellur zu Caesium liegt bei 0.6. Um den Einfluß kurzlebiger Iod-Isotope zu untersuchen, wurde beim zweiten Quellterm DE5 die Iod-Freisetzung um den Faktor 5 erhöht.

Alle anderen Randbedingungen der durchgeführten Rechnungen entsprechen der Beschreibung in Abschnitt 4.3. Zur Abschätzung von Kollektivdosen wurde die Bevölkerungsverteilung des Standorts Biblis unterstellt.

## **5.2 *Unfallfolgen und Intervention***

### **5.2.1 Die Abhängigkeit der Individualdosis vom Eingreifwert für Umsiedlung**

Die Beurteilung der Notwendigkeit und Wirksamkeit von Umsiedlungsmaßnahmen bedarf zunächst der Analyse der potentiellen Individualdosen, die ohne Gegenmaßnahmen zu erwarten sind. Dabei wird im folgenden der Ingestionspfad nicht berücksichtigt, da davon auszugehen ist, daß in Gebieten mit erheblicher Kontamination die Verteilung lokal erzeug-

ter und entsprechend kontaminierter Nahrungsmittel administrativ untersagt wird. In Abbildung 30 sind die 99%-Fraktile der potentiellen effektiven Folgeäquivalentdosen als Funktion der Entfernung für die Freisetzung DE1 aufgetragen. Zusätzlich ist die Inhalationsdosis mit angegeben. Die relativen Beiträge der externen und internen Expositionspfade zeigt Abbildung 31 in Abhängigkeit von der Entfernung vom Ort der Freisetzung. Dabei ist die externe Strahlung aus der Aktivitätsfahne wegen des geringen Beitrags (< 3%) vernachlässigt. Die Dosisberechnung erfolgte mit Einbeziehung der Abschirmfaktoren bei Mischaufenthalt (s. Tabelle 8 in Abschnitt 3.5.1).

Die Ergebnisse zeigen deutlich, daß neben dem Hauptbeitrag der Bodenstrahlung ein wesentlicher Beitrag der Dosis durch Inhalation von Aktivität verursacht wird. Je nach Entfernungsbereich liegen die Anteile zwischen 10% und 35%. Umsiedlungsmaßnahmen können jedoch nur die Dosisbelastung von der Bodenoberfläche verringern; die Inhalationsdosis infolge Einatmung kontaminierter Luft aus der vorbeiziehenden Aktivitätsfahne und die Fahnenbestrahlung werden durch Umsiedlung nicht beeinflusst, da sie erst nach Durchzug der Aktivitätsfahne eingeleitet wird. Da der Beitrag der Fahnenbestrahlung sehr gering ist, wird die maximale Dosisreduktion durch Umsiedlung also durch die nicht vermeidbare Inhalationsdosis begrenzt.

Die Wirksamkeit und die Bedeutung der Umsiedlung als eine Maßnahme zur Verringerung der potentiellen Dosisbelastung hängt also stark vom Beitrag der Inhalationsdosis und damit auch vom Nuklidspektrum ab. Dies wird deutlich durch Vergleich mit den Ergebnissen der Freisetzung DE5 (s. Abbildung 31 und Abbildung 32). Wegen des höheren Beitrags der kurzlebigen Iod-Isotope steigt der Anteil der Inhalationsdosis auf Werte zwischen 25% und 65% (Nahbereich).

Umsiedlungsmaßnahmen können also die Individualdosis höchstens bis auf den Beitrag der bereits inhalierten Radionuklide und der Fahnenstrahlung reduzieren. Wird die Gültigkeit einer linearen Dosis-Risiko-Beziehung unterstellt, ist infolgedessen - unabhängig von der Höhe der Individualdosis - zur Beurteilung der Wirksamkeit von Umsiedlungsmaßnahmen bei verschiedenen Eingreifwerten nur die vermiedene Dosis infolge Bodenstrahlung von Bedeutung. Wird vereinfachend angenommen, daß - wie in Kapitel 4 gezeigt - nur ein langlebiges Nuklid die längerfristige Kontamination verursacht, kann der zeitliche Verlauf der Dosisrate durch Bodenstrahlung  $\dot{D}_{AF}(t)$  für Zeiten größer als 1 Jahr mit einer exponentiellen Funktion beschrieben werden (s. Gl.(A-1) im Anhang):

$$\dot{D}_{AF}(t) = \dot{D}_{AF,0} e^{-\lambda t} \quad (t > 1a)$$

Dabei bedeutet  $\dot{D}_{AF,0}$  die anfängliche Dosisrate nach dem Ende der Freisetzung unter Berücksichtigung des Abschirmfaktors  $AF$  für Mischaufenthalt.

Diese Beziehung wurde experimentell für Freisetzungen von Cs-137 nachgewiesen [3][4]. Die Abklingkonstante  $\lambda$  beinhaltet sowohl den radioaktiven Zerfall als auch die Reduktion der Kontamination der Bodenoberfläche durch natürliche Transportvorgänge (wie z.B. Eindringen in tiefere Bodenschichten). Sie hängt folglich stark ab vom Bodentyp und den klimatischen Verhältnissen; typische Werte für ungestörte ländliche Gebiete liegen bei  $\lambda = 0.046 \text{ a}^{-1}$  bis  $0.069 \text{ a}^{-1}$  bzw.  $T_{1/2} = 10 \text{ a}$  bis  $15 \text{ a}$  [3]. Untersuchungen der Abnahme der abgelagerten künstlichen Radioaktivität in städtischer Umgebung auf befestigten Oberflächen wie z.B. Betongehwegplatten, Asphalt und Pflastersteinen haben gezeigt, daß aufgrund des starken Abwitters das abgelagerte Caesium kurz nach der Ablagerung schnell reduziert und nach einigen Jahren das übriggebliebene Caesium vom Boden festgehalten wird [4].

Wird Umsiedlung bei Überschreiten des Eingreifwerts  $IL_{AF}$  unterstellt, ergibt sich unter der vereinfachenden aber i.a. gerechtfertigten Annahme nur eines langlebigen Radionuklids die vermiedene Individualdosis  $\Delta D$  zu (s. Gl.(A-5) im Anhang):

$$\Delta D = \frac{1}{LA} (PD_{AF}(1) - BACKC \cdot IL_{AF})$$

wobei  $LA = \lambda \cdot 1a$

$PD_{AF}(1)$  = Individualdosis im 1. Jahr nach der Freisetzung unter Berücksichtigung des Abschirmfaktors  $AF$  für Mischaufenthalt (s. Abschnitt 3.6)

$BACKC \cdot IL_{AF}$  = Eingreifwert für Rücksiedlung (s. Abschnitt 3.6.1)

Falls  $BACKC=1$  ist, hängt  $\Delta D$  nur ab von der potentiellen Individualdosis durch Bodenstrahlung im 1. Jahr und vom Eingreifwert für Umsiedlung  $IL_{AF}$ . Ohne aktive Dekontaminationsmaßnahmen ist die vermiedene Dosis  $\Delta D$  (bei Rückkehr der Individuen an den Ausgangsort, siehe Abschnitt 3.6) nicht direkt abhängig von der Umsiedlungsdauer, diese ist implizit im Rücksiedlungskriterium enthalten.

Der Einfluß von Umsiedlungsmaßnahmen auf die Individualdosis ist in Abbildung 30 für 4 verschiedene Eingreifwerte  $IL_{AF}$  von 10 mSv, 40 mSv, 100 mSv und 200 mSv im 1. Jahr nach der Freisetzung dargestellt. Umsiedlung wird dabei nach Durchzug der Aktivitätsfahne zum Zeitpunkt  $TREL$  (s. Abschnitt 3.6) unterstellt. Die Reduktion der Individualdosen ist deutlich zu erkennen: Je kleiner  $IL_{AF}$ , desto größer der Entfernungsbereich, in dem Umsiedlung erfolgt und in dem folglich die Individualdosen verringert werden. Beim Übergang von einem höheren zu einem niedrigeren Eingreifwert wird der größte Dosisgewinn immer in den Entfernungsbereichen erzielt, in denen noch keine oder nur in geringem Umfang Maßnahmen ergriffen wurden, so z.B. beim Vergleich von 10 mSv und 40 mSv zwischen etwa 4 km und 40 km Entfernung. Im Nahbereich um die Anlage von wenigen Kilometern wird wegen der dort herrschenden hohen Strahlendosis schon bei relativ hohen Eingreifwerten um  $IL_{AF} =$

100 mSv bzw.  $IL_{AF} = 200$  mSv das Reduktionspotential weitgehend ausgeschöpft, kleinere Eingreifwerte bewirken dort nur noch geringfügig größere Umsiedlungsflächen und damit wenig zusätzlich reduzierte Individualdosen.

Aufgrund dieses Sachverhalts ändert sich die Anzahl der Personen mit hohen Strahlendosen bei Wahl kleinerer Eingreifwerte nicht oder nur unbedeutend. Abbildung 33 zeigt die 99%-Fraktile der Anzahlen von Personen als Funktion der effektiven 70a-Folgeäquivalentdosis bei verschiedenen Eingreifwerten. Zusätzlich sind die entsprechenden Kurvenverläufe ohne Umsiedlungsmaßnahmen und für die Inhalationsdosis mit eingetragen. Bei Eingreifwerten von  $IL_{AF} = 40$  mSv bis  $IL_{AF} = 200$  mSv verringern sich die Anzahlen von betroffenen Personen hauptsächlich im Dosisbereich oberhalb von etwa 1 Sv, wobei die Inhalationsdosis wiederum begrenzend wirkt. Aufgrund der Tatsache, daß die Individualdosen nicht vermieden, sondern reduziert werden, nimmt die Anzahl von Personen in den höheren Dosisbereichen ab, und steigt - allerdings bei deutlich niedrigeren Werten - auch an.

Kleinere Eingreifwerte im Bereich von  $IL_{AF} = 10$  mSv führen gegenüber dem Eingreifwert von  $IL_{AF} = 40$  mSv zur zusätzlichen Verringerung der Strahlenbelastung hauptsächlich im Dosisbereich zwischen etwa 0.1 Sv und 1 Sv, allerdings bei einer großen Anzahl von Personen. In noch niedriger liegenden Dosisbereichen wird die Personenzahl infolgedessen höher sein.

## 5.2.2 Die Abhängigkeit der Kollektivdosis vom Eingreifwert für Umsiedlung

Durch Angabe der Kollektivdosis wird die Verteilung der Personenzahlen mit Individualdosen zu einem Zahlenwert integriert. Beide Darstellungsformen hängen von der konkreten Bevölkerungsverteilung des betrachteten Standorts ab. Abbildung 34 zeigt den Mittelwert und die 99%-Fraktile der Kollektivdosis als Funktion der Entfernung vom Standort unter Annahme der tatsächlichen Bevölkerungsverteilung des Standorts Biblis und zum Vergleich die Ergebnisse bei homogener Bevölkerungsverteilung mit 224 Einwohnern pro  $km^2$ , was der mittleren Bevölkerungsdichte des Standorts Biblis entspricht. Der betrachtete Entfernungsbereich endet bei 150 km (s. Abschnitt 5.1). Mittelwert und Perzentilwerte der Kollektivdosis zeigen einen ähnlichen Verlauf mit der Entfernung. Bevölkerungszentren im Bereich von einigen zehn Kilometer führen zu etwas höheren Fraktile- und Mittelwerten als bei homogener Bevölkerungsverteilung, die grundsätzlichen Aussagen der folgenden Abschnitte werden dadurch jedoch nicht beeinflusst.

Wie in Abschnitt 5.2.1 diskutiert, nimmt die Individualdosis als Funktion der Entfernung ab. Infolgedessen ändert sich bei unterschiedlich hohen Eingreifwerten der Individualdosis die Anzahl der umgesiedelten Personen und damit die vermiedene Kollektivdosis. Abbildung 35

zeigt exemplarisch die mittlere Kollektivdosis als Funktion des Abstandes vom Ort der Freisetzung bei 4 Werten von  $IL_{AF}$ . Hohe Eingreifwerte ( $IL_{AF} > 100$  mSv) verringern die Kollektivdosis nur innerhalb weniger Zehn Kilometern. Bei niedrigen Eingreifwerten ergeben sich auch im Bereich von vielen Zehn bis zu über Hundert Kilometer vermiedene Kollektivdosiswerte. Dies wird besonders deutlich, wenn die vermiedene Kollektivdosis  $\Delta KD$  betrachtet wird (s. Abbildung 36). Hohe Eingreifwerte reduzieren die Kollektivdosis nur bis zu wenigen Zehn Kilometern Entfernung; der Hauptbeitrag zur vermiedenen Kollektivdosis kommt bei kleiner werdenden Eingreifwerten zunehmend aus Bereichen von einigen 10 km bis über 100 km und überwiegt signifikant die Reduktion im Nahbereich.

Die wesentlichen Ergebnisse der Kollektivdosisabschätzungen integriert über den Entfernungsbereich bis 150 km sind nochmals tabellarisch zusammengefaßt. Die Tabelle 21 zeigt die Mittelwerte und die 99%-Perzentilen der potentiellen Kollektivdosis ausgeschlüsselt nach Expositionspfaden für die beiden Quellterme DE1 und DE5. Die Inhalationsdosis kann durch Umsiedlungsmaßnahmen nicht vermieden werden, sie beträgt bei DE1 im Mittel etwa 21%, bei DE5 wegen der höheren Iod-Freisetzung etwa 47%. Der Beitrag der externen Bodenstrahlung ist wegen der kleinen Halbwertszeiten der Iod-Isotope für beide Quellterme DE1 und DE5 etwa gleich.

In Tabelle 22 ist für beide Quellterme DE1 und DE5 die verbleibende Kollektivdosis  $KD$  und die vermiedene Kollektivdosis  $\Delta KD$  für verschiedene Eingreifwerte  $IL_{AF}$  eingetragen. Hohe Eingreifwerte reduzieren die Strahlendosis nur im Nahbereich, die Verringerung der Kollektivdosis ist darum nur gering und beträgt bei DE1 und  $IL_{AF} = 100$  mSv etwa 8.3%; bei  $IL_{AF} = 10$  mSv liegt die Ersparnis bei etwa 38.6%, also um etwa den Faktor 5 höher. Ein ähnliches Ergebnis erhält man für den Quellterm DE5.

Zum Verständnis der Kollektivdosis ist es interessant zu analysieren, aus welchen Individualdosisbereichen die wesentlichen Beiträge resultieren. Abbildung 37 zeigt die Verteilung der Kollektivdosis als Funktion der Individualdosiswerte (70a-Folgeäquivalentdosis). Es zeigt sich deutlich, daß sich die Kollektivdosis hauptsächlich errechnet aus der Strahlenbelastung der Bevölkerung im Dosisbereich von etwa 0.02 Sv bis etwa 2 Sv. Dieses Ergebnis macht nochmals deutlich, daß sehr hohe und sehr niedrige Eingreifwerte im Hinblick auf die Reduktion der Kollektivdosis unwirksam sind; vom radiologischen Standpunkt aus sinnvolle Bereiche liegen zwischen einigen Zehn bis einigen Hundert mSv, abhängig von anwendbaren Abschirmfaktoren für Mischaufenthalt.

### 5.2.3 Die Abhängigkeit der Kosten vom Eingreifwert für Umsiedlung

Bei der vorliegenden Untersuchung gliedern sich die Kosten in zwei Teile - die aus der Durchführung der Umsiedlung resultierenden Kosten und die Kosten von Dekontaminationsmaßnahmen, die in Abschnitt 5.4 diskutiert werden.

Die Kosten der Umsiedlung werden durch die Anzahl der von der Umsiedlung betroffenen Personen und die Dauer der Umsiedlung bestimmt. Die Umsiedlungsfläche und damit die Anzahl der von Umsiedlung betroffenen Personen ist etwa umgekehrt proportional zum Eingreifwert für Umsiedlung  $IL_{AF}$  (siehe Kapitel 4). Die Dauer der Umsiedlung ist abhängig von der Höhe der potentiellen Individualdosis zum Zeitpunkt der Umsiedlung und dem Eingreifwert für die Rücksiedlung der umgesiedelten Personen. Beide Größen gehen allerdings nur logarithmisch in die Umsiedlungsdauer ein (siehe Abschnitt 5.3.1).

Die Kosten werden hauptsächlich verursacht durch die Einkommensverluste der umgesiedelten Personen (siehe Abbildung 38). Da die Größe der Flächen und damit auch die Anzahl der Personen, die von Umsiedlung betroffen sind, mit abnehmenden Eingreifwerten für Umsiedlung steigen, nehmen die Kosten der Umsiedlung ebenfalls mit abnehmenden Eingreifwerten für Umsiedlung zu. Die in Abbildung 38 dargestellte rasche Zunahme der Kosten bei niedrigeren Eingreifwerten für Umsiedlung zeigt nahezu den gleichen Verlauf wie die Umsiedlungsflächen  $F$  als Funktion von  $IL_{AF}$  (s. Abbildung 39). In beiden Fällen gilt mit guter Näherung ein Verlauf umgekehrt proportional zum Eingreifwert:

$$KO \sim F \sim \frac{1}{IL_{AF}}$$

Dabei bezeichnet  $KO$  die Kosten der Umsiedlung.

## 5.3 Unfallfolgen und Rücksiedlungskriterium

### 5.3.1 Die Abhängigkeit der Individualdosis vom Eingreifwert für Rücksiedlung

Hinsichtlich der Einleitung von Umsiedlungsmaßnahmen wird bei der vorliegenden Untersuchung angenommen, daß ein einheitlicher Grenzwert  $IL_{AF}$  der Individualdosis für alle Personen der Bevölkerung festgelegt wird. Ein ähnliches Konzept wird auch für die Rückkehr der umgesiedelten Personen angewandt. Der Eingreifwert für Rücksiedlung wird als Produkt aus Eingreifwert für Umsiedlung und dem Faktor  $BACKC \leq 1$  definiert. Es ist selbstverständlich, daß der Eingreifwert für Rücksiedlung niedriger sein muß als der Eingreifwert für Umsiedlung. Für diejenigen, deren potentielle Individualdosen bei der Einlei-



tung von Umsiedlung viel höher sind, als es dem Eingreifwert für Umsiedlung entspricht, werden die möglichen Dosisbelastungen wirksam verringert. Liegen jedoch die potentiellen Individualdosen nur wenig über dem Eingreifwert für Umsiedlung, sind die vermiedenen Individualdosen sehr gering, insbesondere wenn der Eingreifwert für Rücksiedlung nahe beim Eingreifwert für Umsiedlung liegt.

In Abbildung 40 ist die Individualdosis als Funktion der Entfernung für 3 verschiedene Werte von *BACKC* dargestellt. Zum Vergleich ist wieder die potentielle Individualdosis und die Inhalationsdosis mit eingetragen. Im gesamten Entfernungsbereich zeigt sich nur eine schwache Abhängigkeit der Individualdosis vom Eingreifwert für Rücksiedlung. Insbesondere sehr niedrige *BACKC*-Werte (0.01 bis 0.1) beeinflussen die zu erwartenden Strahlendosen nur geringfügig. Die größte relative Dosisreduktion wird durch den Übergang von *BACKC* = 1 auf *BACKC* = 0.5 erreicht.

Um die Abhängigkeit der Individualdosis von *BACKC*-Werten quantitativ zu verdeutlichen, wird wie in Abschnitt 5.2 weiter angenommen, daß die Höhe der potentiellen Individualdosis durch Bodenstrahlung nach dem Unfall mit einer exponentiellen Funktion beschrieben werden kann. Wenn keine Dekontamination vorgenommen wurde, ist die Umsiedlungsdauer gegeben durch (s. Gl.(A-7) im Anhang)

$$T_d = \frac{1}{\lambda} \ln \frac{PD_{AF}(1)}{BACKC \cdot IL_{AF}}$$

Für langlebige Radionuklide wie z.B. dem bei den Quelltermen DE1 und DE5 wichtigsten Nuklid Cs-137 mit  $T_{1/2} = 30a$ , und einem exemplarischen Aufpunkt innerhalb des Umsiedlungsgebiets, für den die potentielle Individualdosis doppelt so groß ist wie der Eingreifwert, also

$$PD_{AF}(1) = 2 \cdot IL_{AF},$$

ergibt sich die Zahlenwertgleichung

$$T_d \approx 43 \cdot \ln \frac{2}{BACKC} [a]$$

Daraus errechnen sich die folgenden Umsiedlungsdauern:

BACKC	1.0	0.5	0.3	0.1	0.01
$T_d$ [a]	30	60	82	130	228

Im Rechenprogramm COSYMA/NL können nur Rückbildungszeiten bis max. 70a betrachtet werden, bei längeren Zeiten wird die Rückkehr von Personen ausgeschlossen. Diese Näherung entspricht der Modellvereinfachung, daß im Fall der Rückkehr nur diejenigen Personen betrachtet werden, die auch umgesiedelt werden (siehe auch Abschnitt 3.6). Wegen der Integrationszeit von 70a nach dem Unfall wird die effektive Folgeäquivalentdosis durch *BACKC*-Werte kleiner als 0.3 nur geringfügig verringert. Die Modellierung ist konsistent mit der Tatsache, daß wegen der Cs-137 Halbwertszeit von 30 a der Dosisgewinn bei Rückbildungszeiten größer als 70a nur noch gering ist.

Die Festlegung des Eingreifwerts für Rückbildung ist mit dem benutzten Rechenprogramm und seinen Modellvereinfachungen allerdings nur bedingt möglich, da nicht nur die Personengruppe der Umgesiedelten hinsichtlich ihrer Strahlenbelastung zu beurteilen ist, sondern - vor allem bei Umsiedlungsdauern von Jahrzehnten - auch jene Teile der Bevölkerung, die ohne unfallbedingte Strahlendosen in abgesperrten Gebieten wieder ansiedeln (Personen aus nichtkontaminierten Landesteilen und nach dem Unfall Geborene). Für sie führt die Besiedlung vorher abgesperrter Gebiete zu einer - vermeidbaren - zusätzlichen Strahlenbelastung. Bei Betrachtung nur eines langlebigen Radionuklids (Cs-137 für die betrachteten Quellterme) berechnet sich die zusätzliche effektive Folgeäquivalentdosis für diese Personengruppen zu

$$ID(T_d, T_d + 70a) = \frac{BACKC \cdot IL_{AF}}{\lambda} \cdot (1 - e^{-\lambda \cdot 70a})$$

für Cs-137 mit  $T_{1/2} = 30a$  folgt

$$ID(T_d, T_d + 70a) = 34.7 \cdot BACKC \cdot IL_{AF}$$

Aufgrund der Proportionalität zwischen zusätzlicher Dosisbelastung und Eingreifwert für Rückbildung ist davon auszugehen, daß wahrscheinlich nur *BACKC*-Werte deutlich kleiner als 1 akzeptiert werden.

Die Strahlenbelastung soll durch den Einsatz von Maßnahmen wirksam reduziert werden. Für den Schutz einzelner Personen in der Bevölkerung vor möglichen Strahlenschäden sind Maßnahmen wenig sinnvoll, bei denen die vermiedene Dosis viel kleiner ist als die nicht vermiedene Dosis. Als Bedingung, daß die durch die Einleitung von Maßnahmen vermiedene individuelle Dosis größer ist als die nicht vermiedene Dosis gilt (s. Gl.(A-6) im Anhang):

$$BACKC < \frac{1}{2} \cdot \frac{PD_{AF}(1)}{IL_{AF}}$$

Für diejenigen umgesiedelten Personen, deren potentielle Individualdosis im ersten Jahr nur wenig über dem jeweiligen Eingreifwert für Umsiedlung  $IL_{AF}$  liegt, ist ein *BACKC*-Wert  $\leq$

0.5 festzulegen, damit obige Randbedingung erfüllt ist. Bei potentiellen Individualdosen durch Bodenstrahlung im ersten Jahr nach dem Unfall weit oberhalb des jeweiligen Eingreifwerts ( $PD_{AF}(1) \gg IL_{AF}$ ) werden die Individualdosen durch Umsiedlung drastisch reduziert, auch wenn  $0.5 \leq BACKC \leq 1$  gilt, der Eingreifwert für Rücksiedlung sich vom Eingreifwert für Umsiedlung also kaum unterscheidet (siehe auch Gl.(A-5) im Anhang).

### 5.3.2 Die Abhängigkeit der Kollektivdosis vom Eingreifwert für Rücksiedlung

Die Abhängigkeit der Kollektivdosis von *BACKC*-Werten ist schwach. Mit zunehmenden Eingreifwerten für Umsiedlung wird diese Abhängigkeit noch geringer (s. Abbildung 41). Wenn der Eingreifwert für Umsiedlung  $IL_{AF} = 10$  mSv ist, wird die mittlere potentielle Kollektivdosis z.B. nur um ungefähr 10 Prozent verringert werden, wenn der *BACKC* -Wert von 1.0 auf 0.3 reduziert wird.

Die Ursachen für die hier dargestellte schwache Abhängigkeit der Kollektivdosis vom Eingreifwert für Rücksiedlung wurden schon im vorangegangenen Abschnitt 5.3.1 über die Individualdosis diskutiert. In Bereichen mit hohen potentiellen Individualdosen ist zwar die Dosisreduktion hoch, die Abhängigkeit von *BACKC*-Werten jedoch gering. In Gebieten mit Individualdosen knapp über dem Eingreifwert für Umsiedlung ("in der Nähe der  $IL_{AF}$  - Isolinienbegrenzung") beeinflusst der Eingreifwert für Rücksiedlung die vermiedene Dosis stärker, die Reduktion ist jedoch insgesamt niedrig, sodaß die Kollektivdosis nur wenig beeinflusst wird. Bei der Personengruppe der Umgesiedelten verringern also sehr niedrige Eingreifwerte für Rücksiedlung die Kollektivdosis nicht oder nur unbedeutend.

### 5.3.3 Die Abhängigkeit der Kosten vom Eingreifwert für Rücksiedlung

Die Umsiedlungskosten sind hauptsächlich von der Anzahl der von Umsiedlung betroffenen Personen und der Dauer der Umsiedlung abhängig. Die Anzahl der Umgesiedelten hängt nur vom Eingreifwert für Umsiedlung, nicht aber vom *BACKC*-Wert ab. Die Umsiedlungsdauer  $T_d$  ist näherungsweise durch

$$T_d = \frac{1}{\lambda} \ln \frac{PD_{AF}(1)}{DFMAX \cdot BACKC \cdot IL_{AF}}$$

gegeben (s. Gl.(A-8) im Anhang). In erster Näherung steigen die Kosten bei längeren Umsiedlungsdauern etwa proportional zur Umsiedlungsdauer an. Damit gilt für die Kosten (*KO*) in Abhängigkeit vom Rücksiedlungskriterium der Zusammenhang:

$$KO \sim \ln \frac{1}{BACKC}$$

Dieser Zusammenhang wird durch die Rechenergebnisse bestätigt: In Abbildung 43 zeigen die Kosten über  $\ln(1/BACKC)$  aufgetragen ein lineares Verhalten. Die Abbildung 42 zeigt die Kosten als Funktion von  $BACKC$  für verschiedene Eingreifwerte. Je kleiner der Eingreifwert für Rücksiedlung, desto überproportional größer sind die Umsiedlungskosten. Bei Wahl von  $BACKC = 0.3$  anstatt  $BACKC = 1.0$  liegt die 99%-Fraktile der Kosten von Umsiedlung z.B. bei  $IL_{AF} = 10$  mSv um etwa den Faktor 2.5 höher als bei  $BACKC = 1.0$ . Der Grund für diese Abhängigkeit sind die Kosten aufgrund des Verlustes von Einkommen (s. Abbildung 38). Die Fixkosten (Ab- und Rücktransport) tragen weniger als 1% zu den Gesamtkosten der Umsiedlung bei.

## **5.4 Zusammenhang der Individualdosis, Kollektivdosis und Kosten vom Dekontaminationsfaktor ( $DFMAX$ )**

### **5.4.1 Die Abhängigkeit der Individualdosis von $DFMAX$ -Werten**

Die Individualdosis, die durch Einleitung von Umsiedlung vermieden werden kann, wird von der Höhe der potentiellen Individualdosis bei der Einleitung von Umsiedlung und dem Eingreifwert für Rücksiedlung der umgesiedelten Personen bestimmt. Durch Dekontamination wird der jeweilige Eingreifwert für Rücksiedlung früher erreicht, d.h., die Dauer der Umsiedlung wird verkürzt. Die vermiedenen Individualdosen sind darum in beiden Fällen nahezu gleich. Entsprechend der Modellannahme in COSYMA/NL (siehe Abschnitt 3.6) wird Dekontamination in abgesperrten Gebieten mit dem überall gleichen Dekontaminationsfaktor  $DFMAX$  durchgeführt. Damit ergeben sich auch Bereiche, in denen die Individualdosis nach der Dekontamination niedriger ist als es dem Eingreifwert für Rücksiedlung entspricht. Es handelt sich dabei um das Gebiet zwischen den beiden Isodosislinien für Rücksiedlung  $BACKC \cdot IL_{AF}$  (ohne Dekontamination) und  $BACKC \cdot IL_{AF} \cdot DFMAX$  (mit Dekontamination). Die Abbildung 44 zeigt, wie sich aufgrund dieser Modellannahme die Individualdosis mit größer werdendem  $DFMAX$  reduziert. Die Verringerung ist relativ gering und wirkt sich vor allem in größeren Entfernungen aus, wo durch Dekontamination eine frühere Rückkehr von Personen möglich ist.

### **5.4.2 Die Abhängigkeit der Kollektivdosis von $DFMAX$ -Werten**

Die einfache Modellierung von Dekontaminationsmaßnahmen in COSYMA/NL erlaubt keine belastbaren Aussagen über die Abhängigkeit der Kollektivdosis von  $DFMAX$ . Wie schon im vorangegangenen Abschnitt beschrieben, wird aufgrund der unterstellten flächennutzungsunabhängigen Dekontamination mit dem einheitlichen Wert  $DFMAX$  rein rechne-

risch die Individualdosis erniedrigt und damit auch die Kollektivdosis reduziert. Abbildung 45 zeigt ihre Abhängigkeit von  $DFMAX$ .

Dekontaminationsmaßnahmen, die zur Reduktion der Aktivitätskonzentrationen um den Faktor 2-3 führen, erlauben die Rückkehr in große Gebieten nahe der Begrenzung durch die  $IL_{AF}$ -Isodosislinie. Dadurch wird für eine große Bevölkerungszahl die nach der Rückkehr sich akkumulierende Dosis niedriger, als es dem Eingreifwert für Rücksiedlung entsprechen würde. Da diese Personengruppe auch gleichzeitig wesentlich zur Kollektivdosis beiträgt (aufgrund ihrer insgesamt relativ kleinen Individualdosen, siehe Abschnitt 5.2), ergibt sich eine deutliche Verringerung der Kollektivdosis. Größere Dekontaminationsfaktoren betreffen weiter innen liegende Gebiete mit geringerer Bevölkerungszahl aber höheren Strahlendosen, die jedoch nur einen kleinen Beitrag zur Kollektivdosis liefern. Da in den äußeren Gebieten der sowieso schon geringe Beitrag der nach der Rückkehr entstehenden Dosisbelastungen noch weiter verringert wird, wirken sich Werte von  $DFMAX \gtrsim 10$  auf die Kollektivdosis nur geringfügig aus. Abbildung 45 zeigt, daß die Kollektivdosis insgesamt im Mittel nur um etwa 5% reduziert wird, wenn der Wert von  $DFMAX$  von 3 auf 10 erhöht wird.

### 5.4.3 Die Abhängigkeit der Kosten von $DFMAX$ -Werten

Dekontamination abgeperrter Gebiete erlaubt die frühere Rückkehr umgesiedelter Personen und die frühere wirtschaftliche Nutzung. Dadurch werden Umsiedlungskosten reduziert; allerdings entstehen aufgrund der Dekontaminationsmaßnahmen selbst zusätzliche Aufwendungen. Wenn sich der zeitliche Verlauf der potentiellen Individualdosis näherungsweise durch eine Exponentialfunktion beschreiben läßt, ist die Dauer der Umsiedlung gegeben durch (s. Gl.(A-8) im Anhang)

$$T_d = \frac{1}{\lambda} \ln \frac{PD_{AF}(1)}{BACKC \cdot IL_{AF} \cdot DFMAX}$$

Die maximale Zeitersparnis  $\Delta T$  gegenüber dem Fall ohne Dekontamination ( $DFMAX=1$ ) ergibt sich daraus zu (s. Gl.(A-9) im Anhang)

$$\Delta T_{\max} = \frac{1}{\lambda} \ln DFMAX$$

Die Kosten durch Umsiedlung werden hauptsächlich verursacht durch die Einkommensverluste  $KO_{EIN}$ , die ungefähr proportional sind zur Umsiedlungsdauer:

$$KO_{EIN} \sim T_d \sim \ln \frac{PD_{AF}(1)}{DFMAX \cdot IL_{AF} \cdot BACKC}$$

Die Kosten von Dekontaminationsmaßnahmen  $KO_{DE}$  sind abhängig von der zu dekontaminierenden Fläche  $F_{DE}$  und dem Dekontaminationsfaktor; damit gilt für die Kosten

$$KO_{DE} \sim F_{DE} \cdot f(DFMAX)$$

Dabei bezeichnet  $f(DFMAX)$  die Einheitskosten für Dekontaminationsmaßnahmen mit  $DFMAX$  (siehe Abschnitt 3.6).

Die in Abbildung 46 dargestellten Ergebnisse mit COSYMA/NL werden durch obige Proportionalität qualitativ gut beschrieben und bestätigen damit die grundsätzlichen funktionalen Zusammenhänge. Sehr hohe Dekontaminationsfaktoren führen zu nur noch geringen Einsparungen von Umsiedlungskosten, der Übergang von  $DFMAX=5$  zu  $DFMAX=10$  bringt beim Mittelwert der Umsiedlungskosten nur noch etwa 22% Reduktion. Die Dekontaminationskosten dagegen steigen erheblich an, im angeführten Beispiel um mehr als den Faktor 2, bzw. nahezu proportional zu der Zunahme der Einheitskosten. Dekontamination wird aufgrund der für die vorliegende Untersuchung geltenden Strategie erst ab dem zweiten Jahr der Umsiedlung eingeleitet, wenn dadurch der jeweilige Eingreifwert für die Rücksiedlung der umgesiedelten Personen erreicht werden kann. Die Kosten durch Umsiedlung, die im ersten Jahr der Umsiedlung hervorgerufen werden, können darum nicht durch Dekontamination beeinflusst werden. Die in Abbildung 46 gezeigte untere Grenze (durchgezogene Linie), der sich die Kurve der mittleren Umsiedlungskosten nähert, gibt die mittleren Umsiedlungskosten an, die im ersten Jahr der Umsiedlung verursacht werden.

Während die Kosten der Umsiedlung mit wachsenden  $DFMAX$ -Werten immer relativ weniger reduziert werden, steigen die Dekontaminationskosten nahezu proportional an. Die Gesamtkosten (Umsiedlung plus Dekontamination) zeigen darum einen eher parabelförmigen Verlauf: Kleine Dekontaminationsfaktoren ( $DFMAX \approx 2$  bis 3) führen zu insgesamt niedrigen Kosten. Mit größeren  $DFMAX$ -Werten beginnen die Dekontaminationskosten zu dominieren und liegen in den Rechenbeispielen ab Werten von  $DFMAX \gtrsim 5$  über den Umsiedlungskosten ohne Dekontamination. In Abbildung 47 sind die Gesamtkosten durch Dekontamination und Umsiedlung als Funktion der Umsiedlungsdauer dargestellt. Nach dem anfänglich steilen Anstieg zeigen die Kosten einen asymptotischen Verlauf, der dadurch bedingt ist, daß die von Umsiedlung betroffenen Personen innerhalb von 20 Jahren nach dem Unfall zurückgekehrt sind. Deutlich zu erkennen ist, daß Dekontamination mit  $DFMAX \lesssim 5$  zu Kosten führt, die geringer sind als ohne Dekontamination ( $DFMAX=1$ ): der kosten-senkende Einfluß früherer Rückkehr umgesiedelter Personen überwiegt die Dekontaminationskosten. Bei  $DFMAX \gtrsim 5$  liegen dann die Gesamtkosten über den Kosten ohne Dekontamination, da die Dekontaminationskosten dominieren.

Im Einzelfall ist durch genaue Analyse der Kostenbeiträge zu überprüfen, welche Dekontaminationsmaßnahmen vom Standpunkt der Wirtschaftlichkeit zu empfehlen sind. Detailliertere Aussagen sind aufgrund der sehr einfachen Modellierung in COSYMA/NL nicht möglich. Hierzu wären standortspezifische Untersuchungen unter Einbeziehung von Flächennutzungsdaten, flächennutzungsspezifischen Dekontaminationsmaßnahmen und deren Einheitskosten notwendig. Allerdings läßt sich aus den dargestellten grundsätzlichen Ergebnissen der Kostenanalyse ableiten, daß Dekontamination mit  $DFMAX \gtrsim 3 - 5$  vom rein wirtschaftlichen Standpunkt aus nicht sinnvoll ist.

### 5.5 Die Änderung des Quellterms

Für den in Tabelle 20 angegebenen Quellterm (DE1) wird die Individualdosis im ersten Jahr nach dem Unfall hauptsächlich durch Bodenstrahlung der Cs- und I-Isotope verursacht. Da die Iodisotope und Te-132 als Mutternuclid von I-132 kurzlebige Radionuklide (Halbwertszeit: ca. 8 Tage für Iod-131 und 3 Tage für Te-132) sind, wird die potentielle Dosisbelastung durch Bodenstrahlung im ersten Jahr nach dem Unfall entscheidend durch Caesium bestimmt, solange Caesium und Iod im gleichen Verhältnis freigesetzt werden. Wenn Iod zu einem viel größeren Anteil als Caesium freigesetzt wird, kann die Exposition durch Iod im ersten Jahr nach dem Unfall auch deutlich zur Dosis durch Bodenstrahlung und damit zur Einleitung von Umsiedlungsmaßnahmen beitragen.

Beim Quellterm DE1 trägt Iod zur potentiellen Individualdosis durch Bodenstrahlung im ersten Jahr nach dem Unfall im Durchschnitt ungefähr zu 8 Prozent bei. Wenn der freigesetzte Anteil von Iod auf das Fünffache erhöht wird (Quellterm DE5) verursachen die Iodisotope rund 30 Prozent der gesamten potentiellen Individualdosis durch Bodenstrahlung im ersten Jahr nach dem Unfall. Dies führt direkt zur Zunahme der Anzahl der Personen, die von Umsiedlung betroffen sind und damit zur Steigerung der Kosten. Die Kosten der Umsiedlung können im Vergleich zur Situation bei Quellterm DE1 je nach Eingreifwert um zwischen 27 Prozent und 79 Prozent zunehmen (s. Tabelle 23). Der Beitrag der Inhalation zur Kollektivdosis insgesamt beträgt bei DE5 ungefähr die Hälfte der gesamten Kollektivdosis (s. Tabelle 21). Durch Umsiedlung mit einem Eingreifwert von  $IL_{AF} = 10$  mSv kann die gesamte potentielle Kollektivdosis in diesem Falle nur um knapp 30 Prozent verringert werden. Dies ist deutlich der Abbildung 48 zu entnehmen, in der die prozentuale vermiedene Kollektivdosis als Funktion des Eingreifwerts  $IL_{AF}$  für beide Quellterme DE1 und DE5 eingetragen ist. Für den Quellterm DE5 ist die relative Verminderung der Kollektivdosis immer geringer als für DE1.

Weil der Iod-Beitrag zur Dosis ein paar Monate nach dem Unfall vernachlässigbar klein ist, wird die Dauer der Umsiedlung für die (meisten) umgesiedelten Personen durch die Exposi-

tion mit Caesium bestimmt. Für Quellterm DE1 beträgt der Iod-Beitrag zu den potentiellen Individualdosen durch Bodenstrahlung in 70 Jahren durchschnittlich nur ca. 1.0 Prozent der gesamten potentiellen Kollektivdosis durch Bodenstrahlung im gleichen Zeitraum.

Aus der obigen Analyse wird deutlich, daß die Exposition aus Caesium die Exposition durch Bodenstrahlung dominiert. Der Beitrag von Iod zur langfristigen Exposition ist wegen seiner kurzen Halbwertszeit vernachlässigbar. Wenn die Exposition durch Bodenstrahlung von Iod bei der Entscheidung über Umsiedlung berücksichtigt wird, kann dies zu einer erheblichen Steigerung der Kosten von Maßnahmen führen. Die dabei zusätzlich gewinnbare Verringerung der potentiellen Kollektivdosis kann aber sehr beschränkt sein.

## **5.6 Die allgemeinen Schlußfolgerungen**

Die Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen können wie folgt zusammengefaßt werden.

- Durch Umsiedlungsmaßnahmen wird nur der Beitrag der externen Bodenstrahlung (und der internen Bestrahlung durch Inhalation von in die Atemluft resuspendiertem abgelagertem radioaktivem Material) zur Individual- und Kollektivdosis begrenzt. Die externe Bestrahlung durch die Aktivitätsfahne und insbesondere die interne Bestrahlung aufgrund inhalierter Radionuklide können vor allem im Nahbereich zu hohen Individualdosen führen, die vom Eingreifwert für Umsiedlung unabhängig sind, da Umsiedlungsmaßnahmen erst nach Durchzug der Aktivitätsfahne erfolgen.
- Durch Umsiedlungsmaßnahmen werden Individualdosen nicht vermieden sondern nur reduziert; folglich erhöht sich die Anzahl von Personen mit niedrigeren Individualdosen.
- Die Kollektivdosis akkumuliert sich hauptsächlich aus einer großen Personenzahl mit niedrigeren Individualdosen. Durch Umsiedlungsmaßnahmen mit Eingreifwerten um 50 mSv (500 mSv) reduziert sich die Kollektivdosis aufgrund der Verringerung der Anzahl von Personen mit Individualdosen oberhalb etwa 1 Sv (10Sv). Diese Angaben beziehen sich auf den 99%-Fraktilwert von Personenzahlen mit einem Abschirmfaktor für Mischaufenthalt von 0.2; bei anderen Abschirmfaktoren verschieben sich die Eingreifwerte proportional, die Individualdosen entsprechend dem Beitrag der Bodenstrahlung.
- Die quantitativen Zusammenhänge zwischen Eingreifwerten und durch Umsiedlungsmaßnahmen beeinflussbaren Individualdosisbereichen sind weitgehend unabhängig von der Höhe des Quellterms, allerdings beeinflußt die Nuklidzusammensetzung den Beitrag der - nicht vermeidbaren - Inhalationsdosis und Fahnenstrahlung.



- Die aufgrund von Umsiedlungsmaßnahmen entstehenden Kosten sind stark abhängig vom Eingreifwert für Umsiedlung; wegen des flächenproportionalen Kostenanstiegs wachsen die Kosten zu kleinen Eingreifwerten hin (z.B. <100 mSv) erheblich an.
- Sowohl die Individualdosis als auch die Kollektivdosis hängen nur schwach vom Eingreifwert für Rück-siedlung ab. Dagegen zeigt sich, daß bei Eingreifwerten für Rück-siedlung, die deutlich niedriger liegen, als diejenigen für Umsiedlung, die Kosten wegen der Verlängerung der Umsiedlungsdauer deutlich ansteigen.
- Aufgrund der Modellannahme, daß Dekontamination nur eine Maßnahme zur Verkürzung der Umsiedlungsdauer ist, hängen Individual- und Kollektivdosen nur unbedeutend von der Höhe von  $DFMAX$  ab. Wegen der gegenläufigen Kostenbeiträge (Verkürzung der Umsiedlungsdauer und Durchführung der Dekontamination) ergibt sich ein Gesamtkostenminimum bei Dekontaminationsfaktoren von etwa 2-3. Dekontamination mit  $DFMAX \approx 5$  führt zu ähnlichen Kosten wie  $DFMAX = 1$  (keine Dekontamination), höhere Dekontaminationsfaktoren verursachen einen weiteren Kostenanstieg und sind darum vom Standpunkt der rein monetären Beurteilung nicht sinnvoll. Diese Ergebnisse sollten allerdings wegen der sehr einfachen Modellierung nur als Trendaussage verstanden werden.
- Sämtliche beschriebenen Zusammenhänge konnten durch einfache mathematische Funktionen erklärt werden, die auf der Annahme eines langlebigen Nuklids (Cs-137) abgeleitet wurden. Teilweise wurde auch quantitativ eine gute Übereinstimmung erzielt.

## 5.7 Literaturhinweise

- [1] International Commission on Radiological Protection  
Protection of the Public in the Event of Major Radiation Accidents: Principles for Planning  
ICRP Publication 40, Pergamon Press, Oxford and New York (1984).
- [2] Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) mbH  
Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke (Phase B)  
Verlag TÜV Rheinland, Köln (1990).

- [3] Kevin M. Miller et al  
Cs-137 Fallout Depth Distribution in Forest Versus Field Sites: Implications for External Gamma Dose Rates  
J. Environ. Radioactivity 12 (1990) 23-47.
- [4] P. Jacob et al  
Abnahme der abgelagerten künstlichen Radioaktivität in städtischer Umgebung  
GSF-Bericht 17/90.
- [5] Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit  
Leitfaden für den Fachberater Strahlenschutz der Katastrophenschutzleitung bei kerntechnischen Notfällen  
Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission Bd. 13  
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (1989).

## 5.8 Anhang

### Vereinfachte mathematische Beschreibung der Zusammenhänge zwischen Individualdosis, Eingreifwerten, Umsiedlungsdauer und Dekontaminationsfaktoren

#### A. Vermiedene Individualdosis

Wird unterstellt, daß ein langlebiges Radionuklid (z.B. Cs-137) den Hauptbeitrag zur Kontamination liefert, dann kann die Zeitabhängigkeit der Dosisrate durch externe Bestrahlung mit einem einfachen Exponentialgesetz beschrieben werden:

$$\dot{D}_{AF}(t) = \dot{D}_{AF,0} e^{-\lambda t} \quad \dots\dots\dots (A-1)$$

dabei bedeuten

$\dot{D}_{AF}(t)$  = zeitabhängige Dosisrate für Individuen bei Mischaufenthalt

$\dot{D}_{AF,0}$  = Dosisrate zum Zeitpunkt  $t=0$  im Freien (mit Abschirmung)

$\lambda$  = Abklingkonstante, in die sowohl der radioaktive Zerfall als auch Abwitterungsvorgänge eingehen.

Wird unterstellt, daß die Umsiedlung verzögerungsfrei zum Zeitpunkt der Freisetzung erfolgt und sich bis zum Zeitpunkt  $T$  erstreckt, gilt für die vermiedene Individualdosis  $\Delta D$ :

$$\Delta D = \int_0^T \dot{D}_{AF}(t) dt = \frac{\dot{D}_{AF,0}}{\lambda} (1 - e^{-\lambda T})$$

Falls  $T_{1/2} \gg 1a$ , dann gilt für die Individualdosis im ersten Jahr nach der Freisetzung bei Mischaufenthalt

$$PD_{AF}(1) \approx \dot{D}_{AF,0} \cdot 1a$$

Mit  $LA = \lambda \cdot 1a$  folgt

$$\Delta D = \frac{PD_{AF}(1)}{LA} \cdot (1 - e^{-\lambda T}) \quad \dots\dots\dots (A-2)$$

Da Umsiedlung nur erfolgt, wenn der Eingreifwert  $IL_{AF}$  überschritten ist, gilt als Randbedingung für Gl.(A-2):

$$PD_{AF}(1) \geq IL_{AF} \quad \dots\dots\dots (A-3)$$

## B. Rücksiedlung

Rücksiedlung erfolgt immer dann, wenn im Zeitintervall (T, T+1a) der Eingreifwert  $BACKC \cdot IL_{AF}$  erreicht bzw. unterschritten ist, d.h. wenn gilt

$$\int_T^{T+1a} \dot{D}(t) dt = BACKC \cdot IL_{AF}$$

Mit Gl.(A-1) folgt

$$PD_{AF}(1) e^{-\lambda T} = BACKC \cdot IL_{AF} \quad \dots\dots\dots (A-4)$$

Einsetzen in Gl.(A-2) liefert

$$\Delta D = \frac{1}{LA} (PD_{AF}(1) - BACKC \cdot IL_{AF}) \quad \dots\dots\dots (A-5)$$

Trivialerweise folgt, daß nur für Werte von  $BACKC \leq 1$  ein Dosisgewinn durch Umsiedlung erreicht wird.

Wird angenommen, daß die durch die Einleitung von Maßnahmen vermiedene individuelle Dosis  $\Delta D$  größer ist als die nicht vermiedene Dosis  $BACKC \cdot IL_{AF}$

$$\Delta D > BACKC \cdot IL_{AF},$$

ergibt sich mit Gl.(A-5) und durch Umschreiben:

$$BACKC < \frac{1}{2} \cdot \frac{PD_{AF}(1)}{IL_{AF}} \quad \dots\dots\dots (A-6)$$

Gl.(A-6) ist die Bedingung, daß die durch die Einleitung von Maßnahmen vermiedene individuelle Dosis größer ist als die nicht vermiedene Dosis.

## C. Umsiedlungsdauer

Die Dauer der Umsiedlung ist bestimmt durch die Abklingkonstante  $\lambda$  der Dosisrate und den Eingreifwert für Rücksiedlung. Aus Gl.(A-4) folgt

$$T_d = \frac{1}{\lambda} \ln \frac{PD_{AF}(1)}{BACKC \cdot IL_{AF}} \quad \dots\dots\dots (A-7)$$

Falls der Eingreifwert für Rücksiedlung halb so groß ist wie der Eingreifwert für Umsiedlung ( $BACKC=0.5$ ), dann gilt im Bereich der das Umsiedlungsgebiet begrenzenden Isodosislinie  $T \approx T_{1/2}$ .

#### D. Dekontamination

Durch Dekontaminationsmaßnahmen wird die Umsiedlungsdauer verkürzt. Falls überall Dekontamination mit einem Reduktionsfaktor  $DFMAX$  erfolgt, gilt statt Gl.(A-4) die Bedingung für Rücksiedlung

$$\frac{PD_{AF}(1) e^{-\lambda T}}{DFMAX} = BACKC \cdot IL_{AF}$$

Daraus folgt für die Umsiedlungsdauer

$$T_d = \frac{1}{\lambda} \ln \frac{PD_{AF}(1)}{DFMAX \cdot BACKC \cdot IL_{AF}} \quad \dots\dots\dots (A-8)$$

Der Zeitgewinn  $\Delta T$  durch Dekontamination ergibt sich aus (A-7) und (A-8) zu

$$\Delta T = \frac{1}{\lambda} \ln DFMAX \quad \dots\dots\dots (A-9)$$

## 5.9 Tabellen

Kumulative Spaltproduktfreisetzung		Zeitabhängige Aktivitätsfreisetzung (1.0E+15 Bq)			
Nuklidgruppe	Freisetzungsan- teil	Nuklid	Zeitpunkt der Freisetzung		Summe
			T = 9h (1h) #	T = 10h (1h) #	
Kr-Xe	1.7E-01	Kr-88	328.10	0.00	328.10
		Xe-133	7,523.20	0.00	7,523.20
		Xe-135	2,921.00	0.00	2,921.00
I	2.5E-02	I-131	35.20	53.31	88.51
		I-132	48.98	73.86	122.85
		I-133	56.75	83.88	140.63
		I-135	27.50	38.38	65.89
Cs	2.5E-02	Cs-134	2.65	3.96	6.61
		Cs-137	2.81	4.21	7.02
Te	1.5E-02	Te-129m	0.11	2.42	2.53
		Te-132	3.13	69.00	72.13
(#) Die Zahlenwerte in Klammern geben die Dauer der Freisetzungen an.					

Tabelle 20. Freisetzunganteile und zeitabhängige Aktivitätsfreisetzungen vom Quellterm F3b-DE

Quellterm bzw. Expositionspfad	Mittlere Kollektivdosis [Person•Sv]	99%-Perzentile der Kollektivdosis [Person•Sv]
Gesamtdosis (DE1)	$3.955 \cdot 10^4$	$1.468 \cdot 10^5$
Inhalationsdosis (DE1)	$8.207 \cdot 10^3$	$3.162 \cdot 10^4$
Externe Bodenstrahlung (DE1)	$3.106 \cdot 10^4$	$1.468 \cdot 10^5$
Gesamtdosis (DE5)	$6.270 \cdot 10^4$	$2.154 \cdot 10^5$
Inhalationsdosis (DE5)	$2.969 \cdot 10^4$	$1.468 \cdot 10^5$
Externe Bodenstrahlung (DE5)	$3.231 \cdot 10^4$	$1.468 \cdot 10^5$

Tabelle 21. Potentielle Kollektivdosis bei den Quelltermen DE1 und DE5

$IL_{AF}$ (mSv)	$KD_m$ (2) [Person•Sv]		$\Delta KD_m$ (3) [Person•Sv]	
	DE1	DE5	DE1	DE5
10	2.426E+4	4.547E+4	1.529E+4	1.723E+4
40	3.241E+4	5.401E+4	7.144E+3	8.686E+3
100	3.629E+4	5.880E+4	3.267E+3	3.813E+3
200	3.812E+4	6.066E+4	1.430E+3	2.031E+3
$\infty$ (4)	3.955E+4	6.270E+4	-	-
$\infty$ (IH) (5)	8.207E+3	2.969E+4	-	-

Anmerkungen:  
(1) BACKC=0.5; DFMAX=3; AF=0.2  
(2) Mittelwert der verbleibenden Kollektivdosis  
(3) Mittelwert der vermiedenen Kollektivdosis  
(4) Gesamte potentielle Kollektivdosis  
(5) Potentielle Kollektivdosis durch Inhalation

Tabelle 22. Kollektivdosis (verbleibende (KD) bzw. vermiedene ( $\Delta KD$ )) bei den Quelltermen DE1 und DE5

	Eingreifwert für Umsiedlung $IL_{AF}$ (mSv)						
	10	20	40	70	100	150	200
$\Delta Kr$ (*)	27.2	43.1	51.8	27.9	37.3	51.0	79.4
<p>(*) <math>\Delta Kr \equiv \{Kosten(DE5) - Kosten(DE1)\} / Kosten(DE1)</math></p> <p>Kosten(DE5): Umsiedlungskosten bei Quellterm DE5</p> <p>Kosten(DE1): Umsiedlungskosten bei Quellterm DE1</p>							

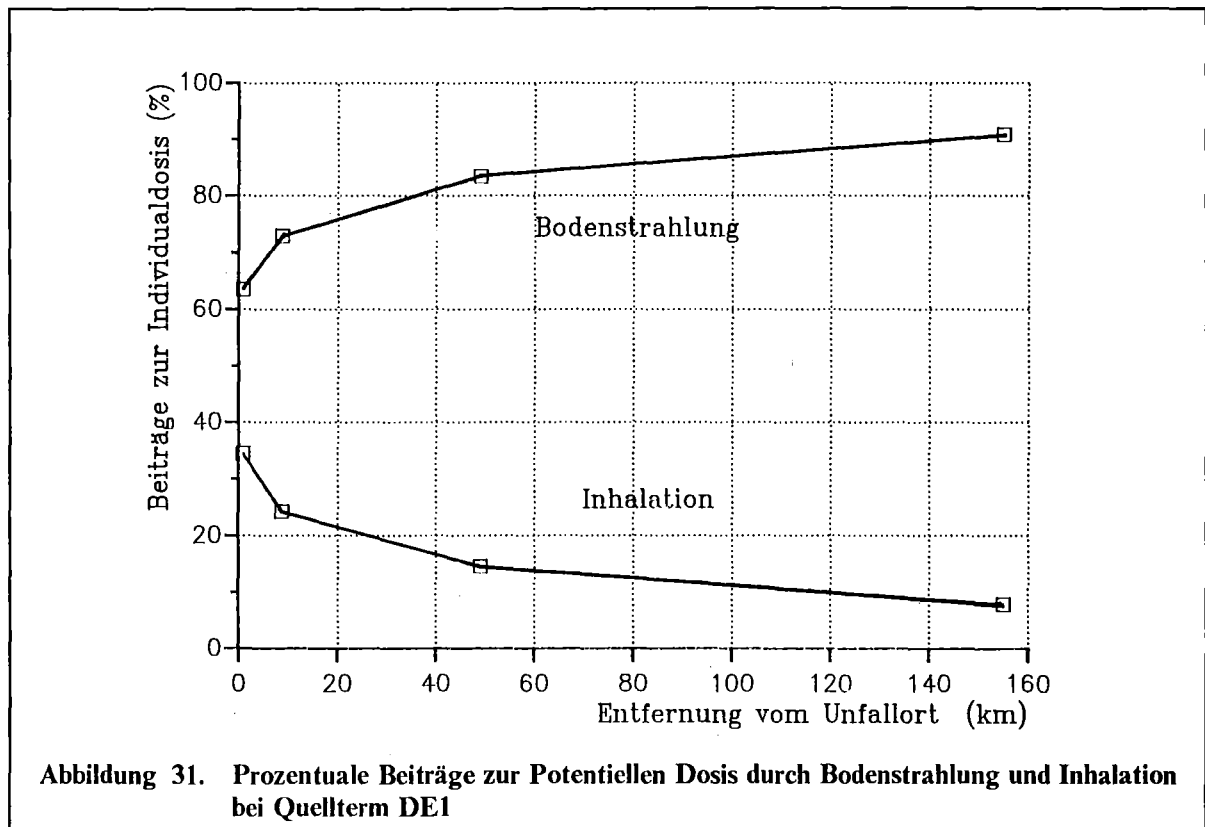
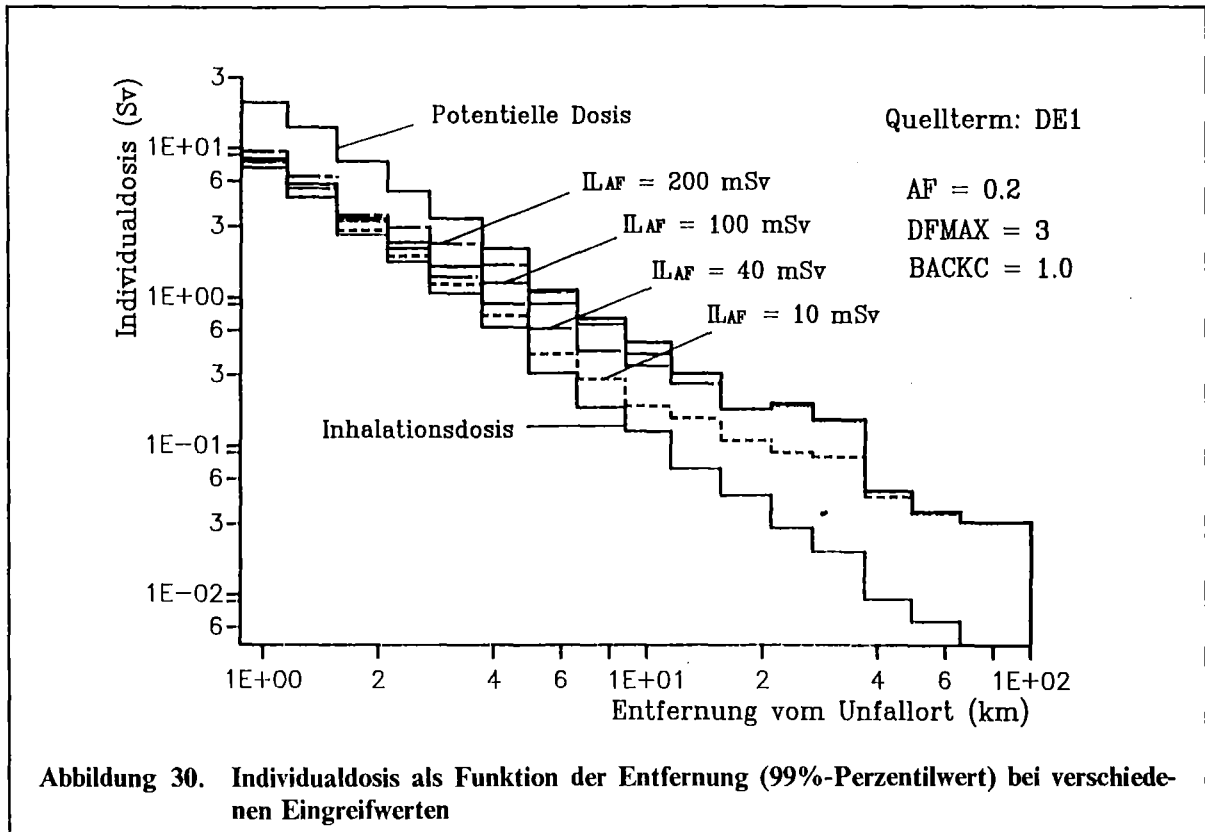
**Tabelle 23. Relative Veränderung der Umsiedlungskosten bei den Quelltermen DE1 und DE5**



## 5.10 Abbildungen

### Liste der Abkürzungen

AF	Abschirmfaktor
DFMAX	Dekontaminationsfaktor
BACKC	siehe Abschnitt 3.6.1
IL	Eingreifwert für Umsiedlung ohne Berücksichtigung des Abschirmfaktors AF für Mischaufenthalt; $IL_{AF} = IL \cdot AF$
KD	Kollektivdosis



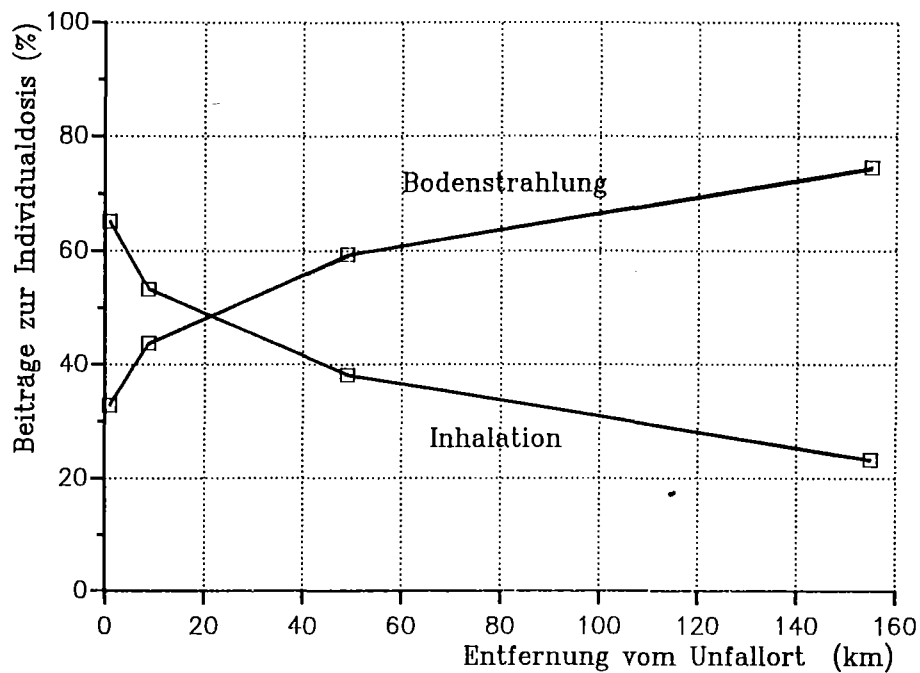


Abbildung 32. Prozentuale Beiträge zur Potentiellen Dosis durch Bodenstrahlung und Inhalation bei Quellterm DE5

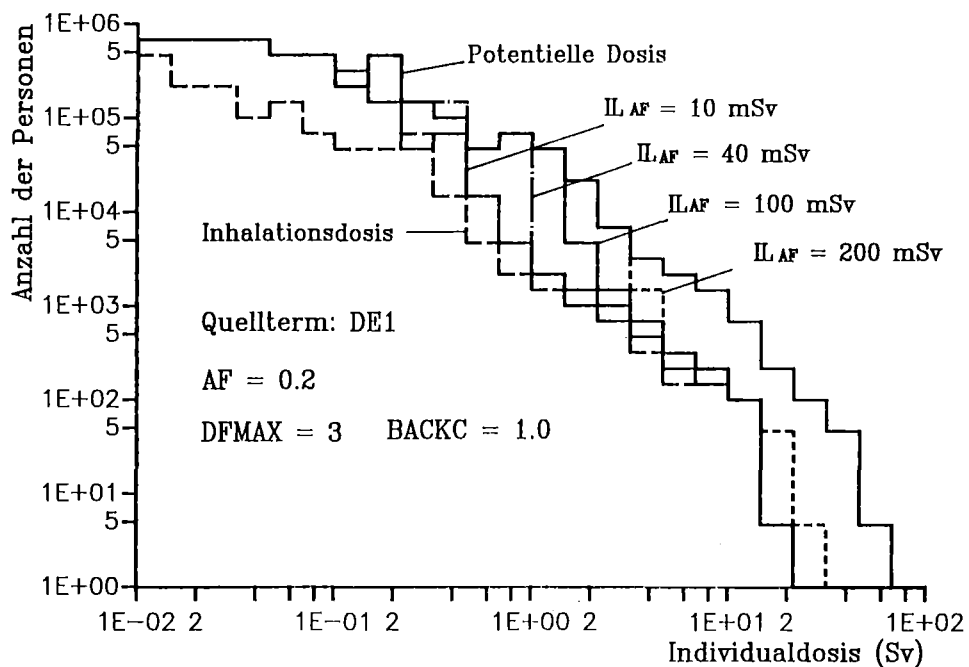


Abbildung 33. Verteilung der Individualdosen (99%-Fraktilewert)

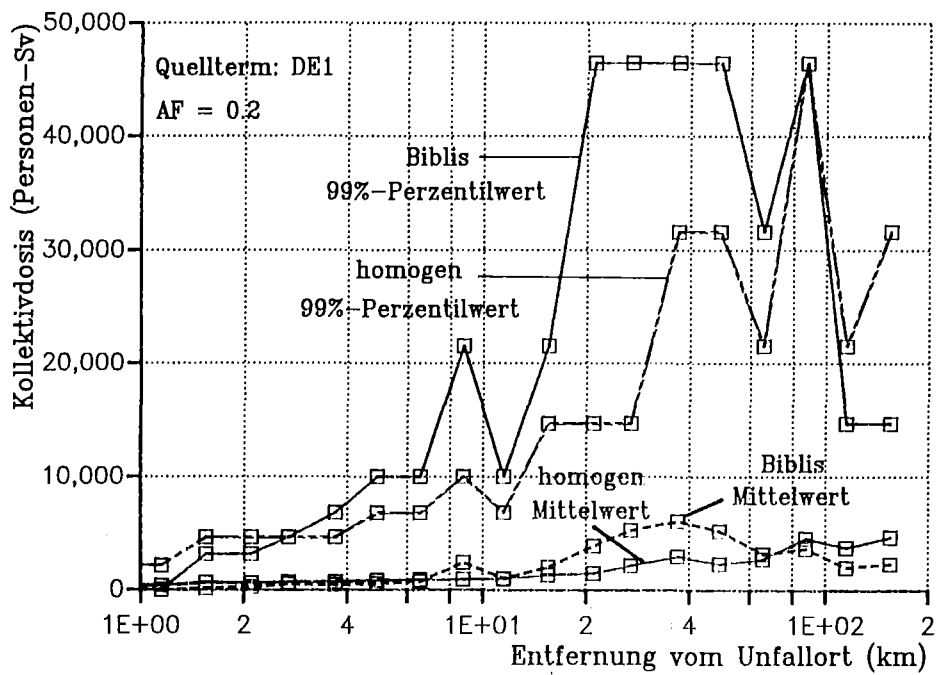


Abbildung 34. Potentielle Kollektivdosis als Funktion der Entfernung vom Unfallort

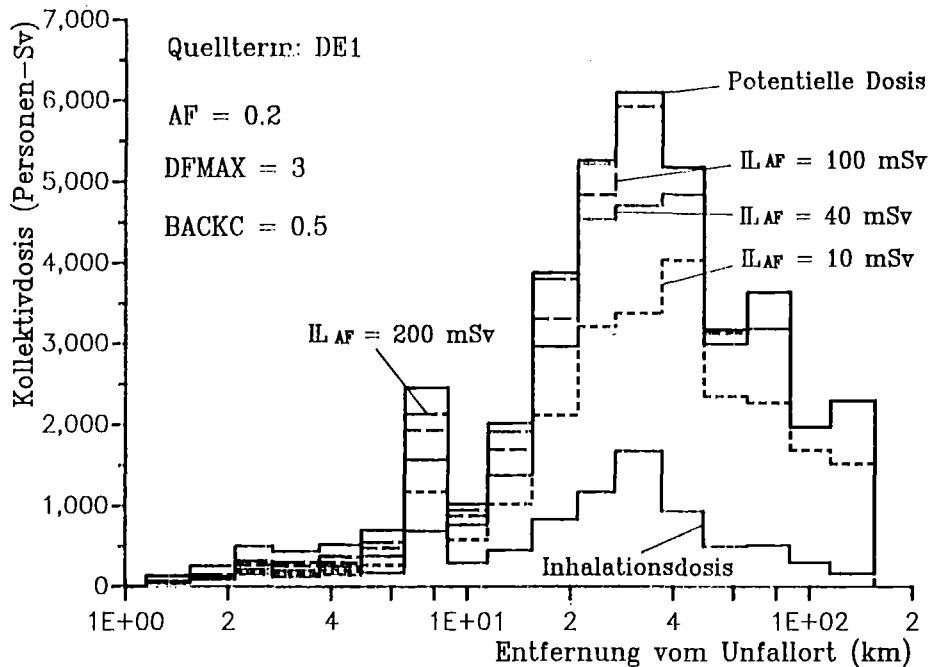


Abbildung 35. Mittlere Kollektivdosis als Funktion der Entfernung vom Unfallort

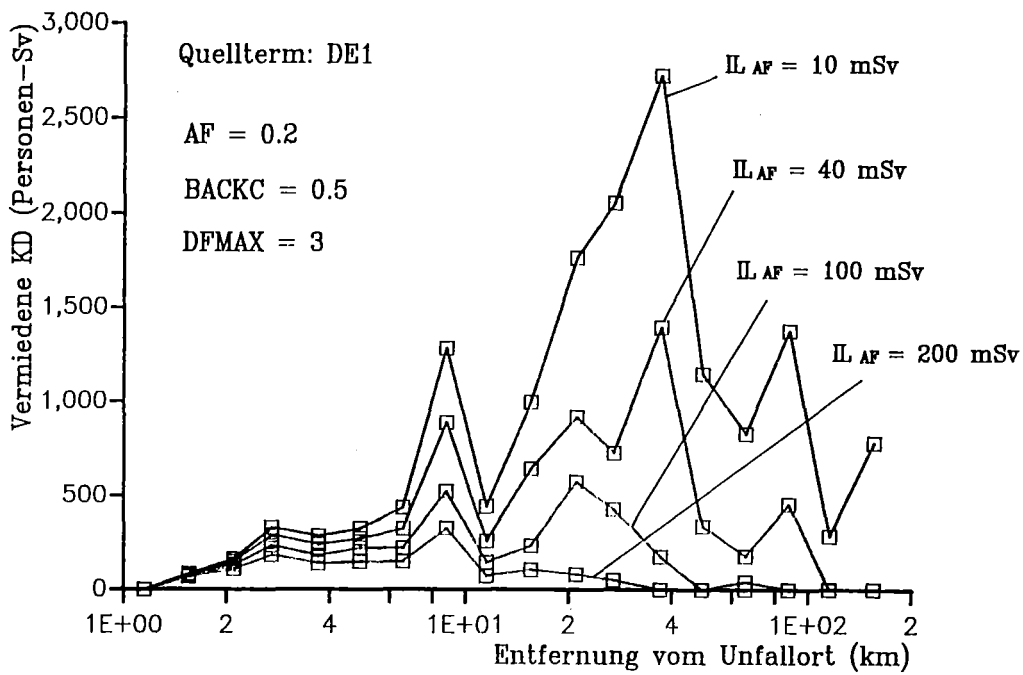


Abbildung 36. Mittlere Vermiedene Kollektivdosis als Funktion der Entfernung vom Unfallort

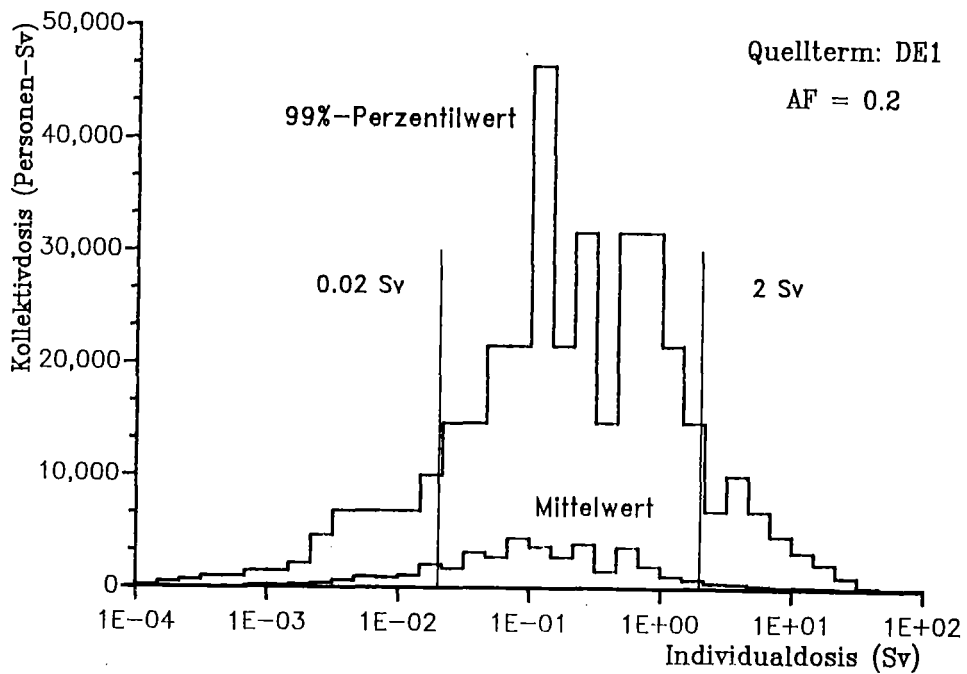


Abbildung 37. Potentielle Kollektivdosis bei Quellterm DE1

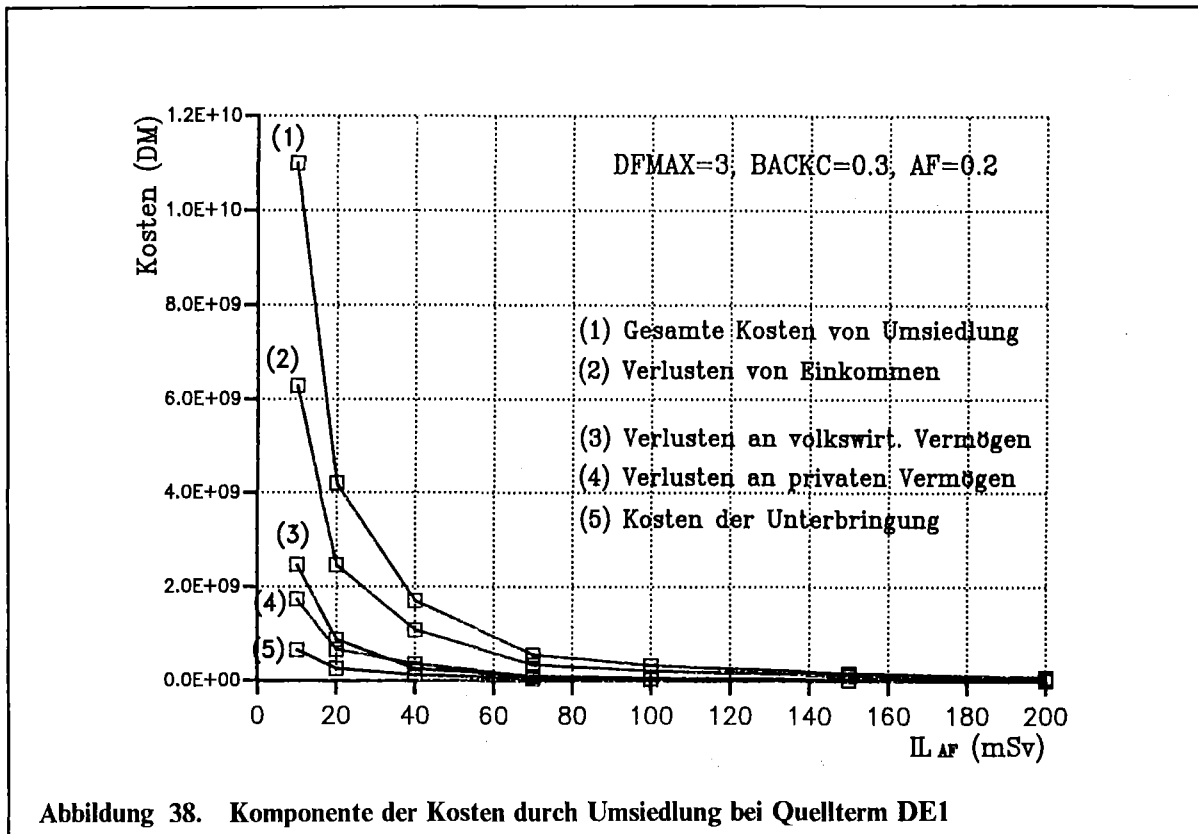


Abbildung 38. Komponente der Kosten durch Umsiedlung bei Quellterm DE1

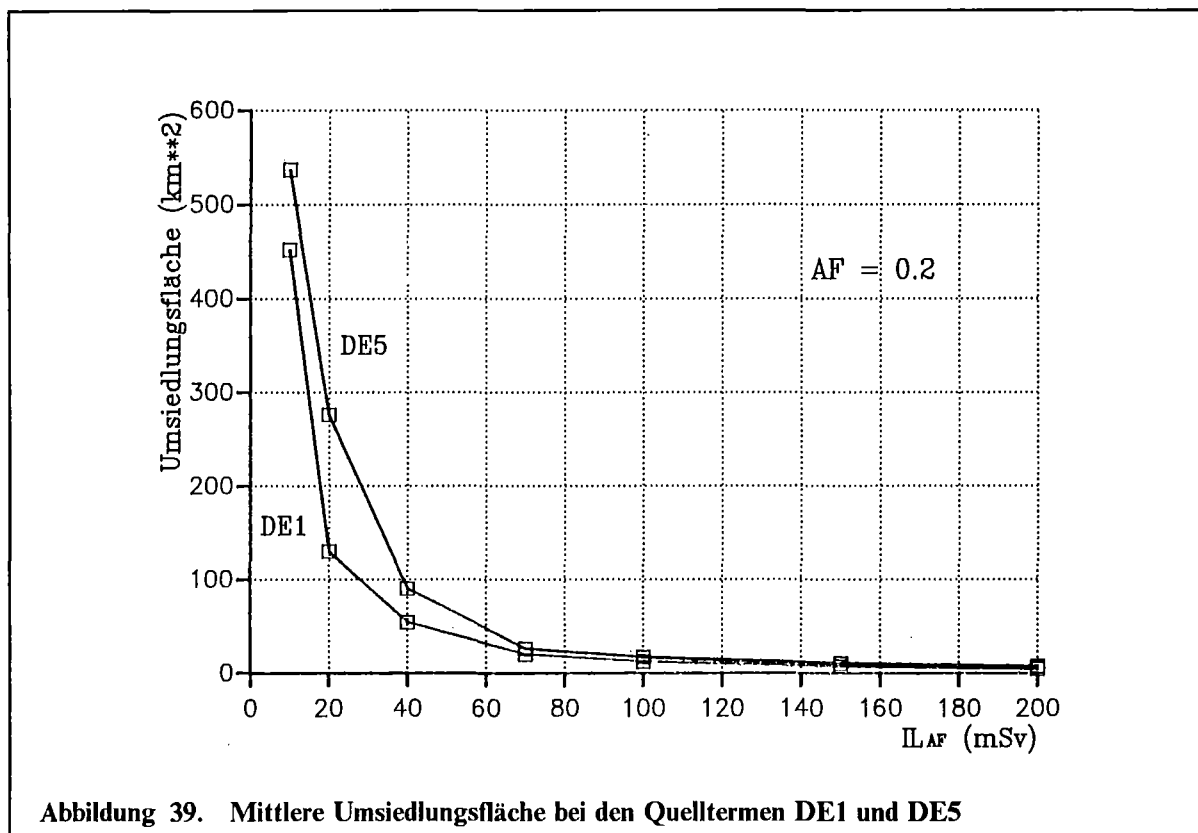


Abbildung 39. Mittlere Umsiedlungsfläche bei den Quelltermen DE1 und DE5

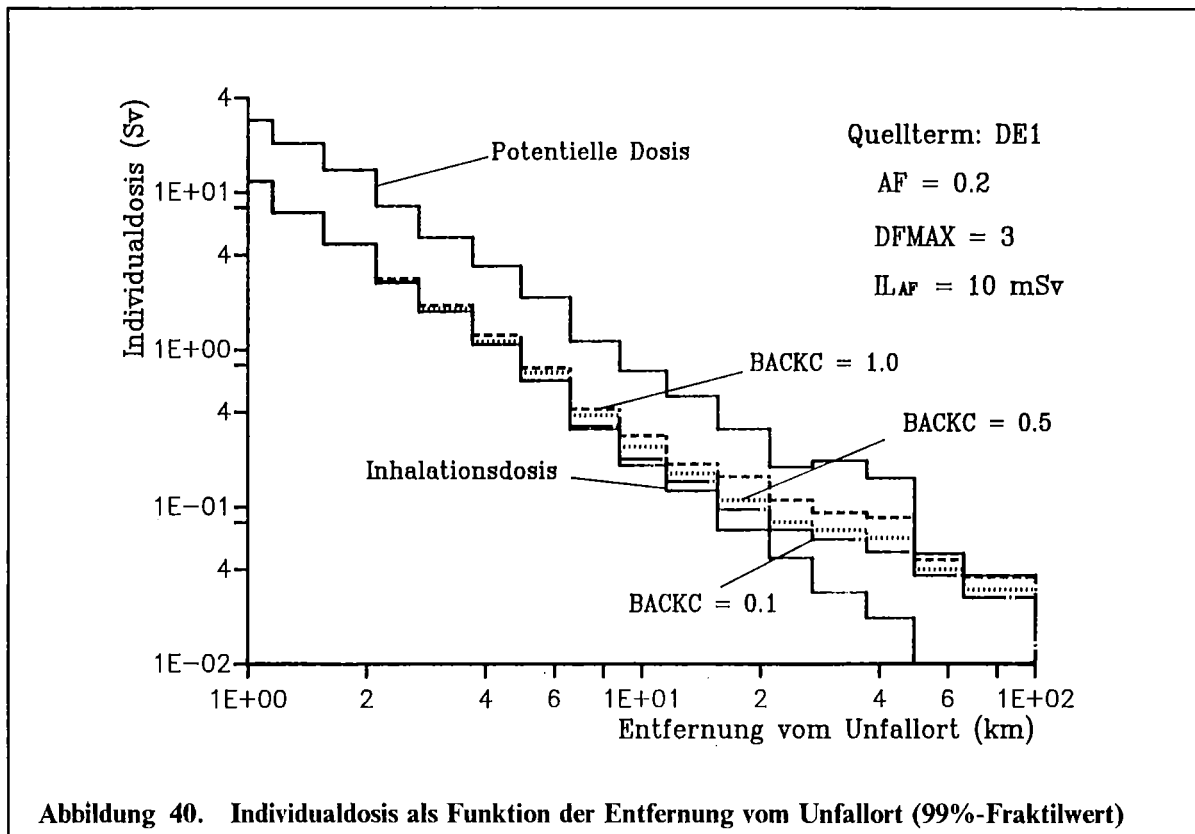


Abbildung 40. Individualdosis als Funktion der Entfernung vom Unfallort (99%-Fraktilwert)

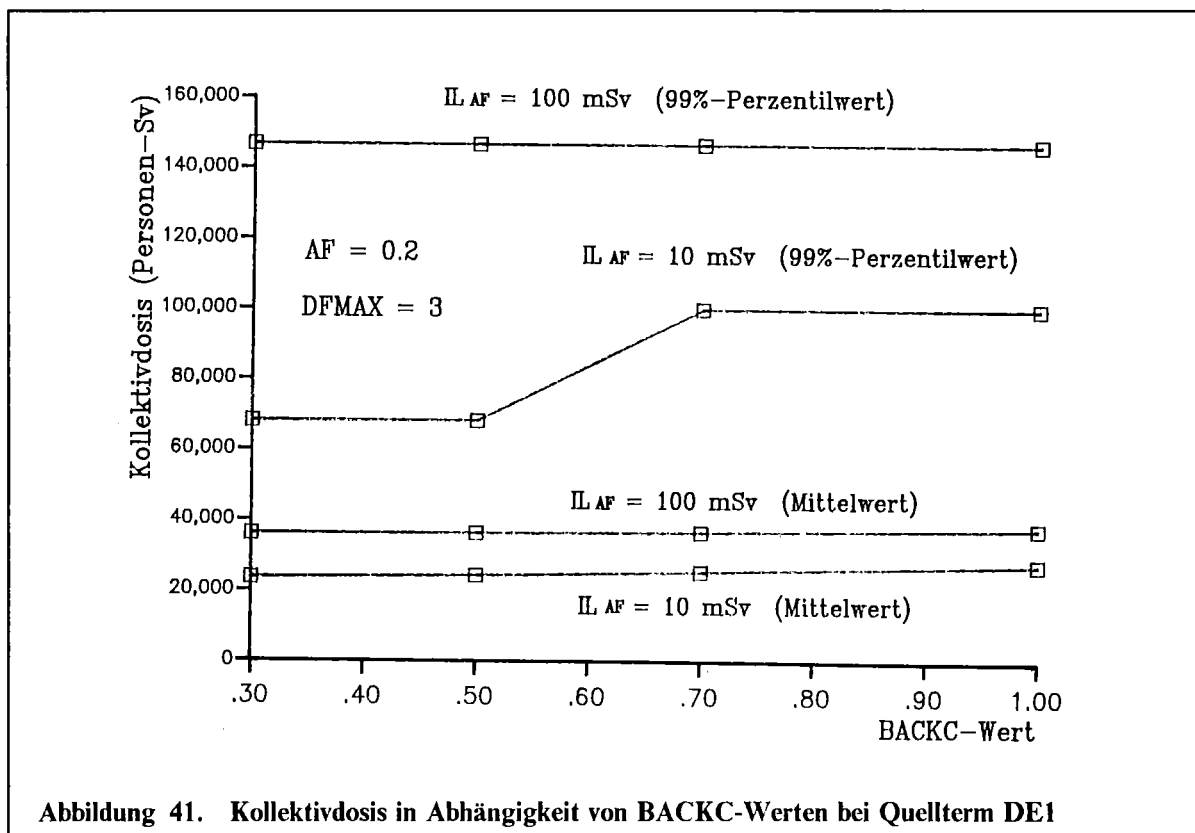


Abbildung 41. Kollektivdosis in Abhängigkeit von BACKC-Werten bei Quellterm DE1

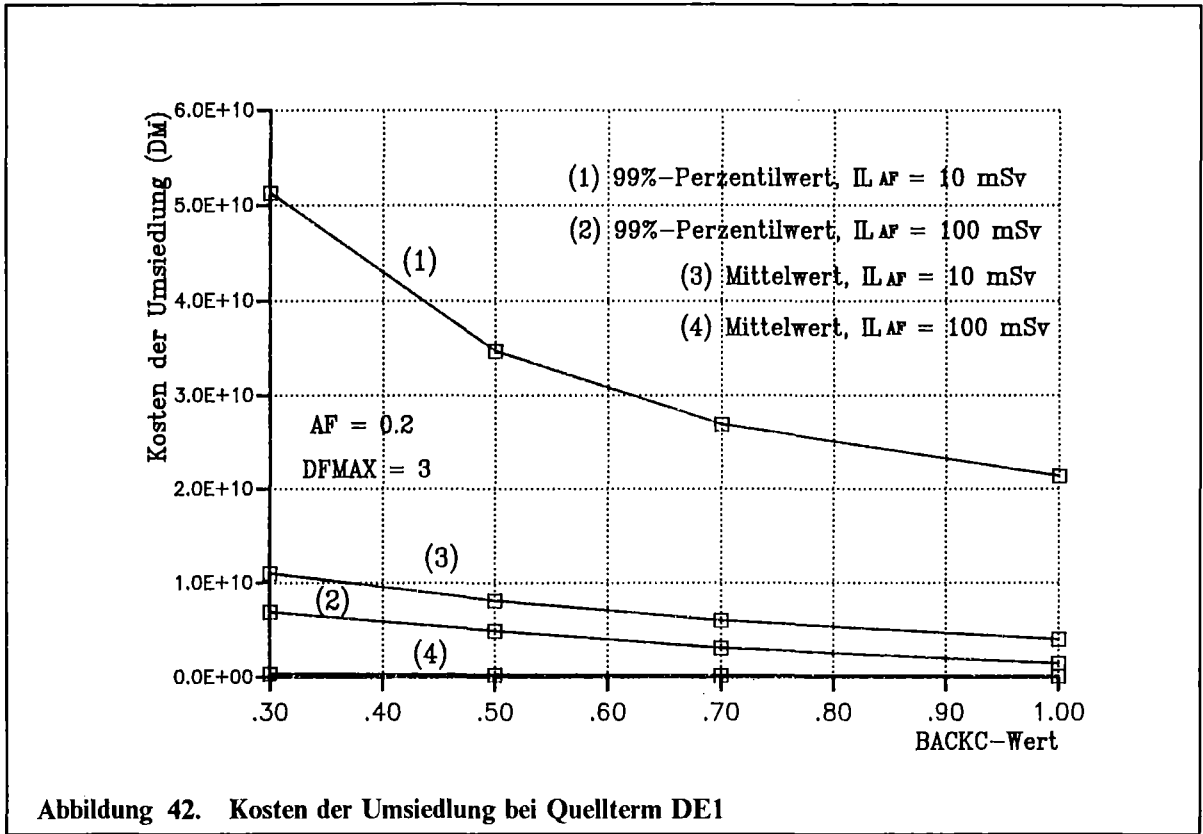


Abbildung 42. Kosten der Umsiedlung bei Quellterm DE1

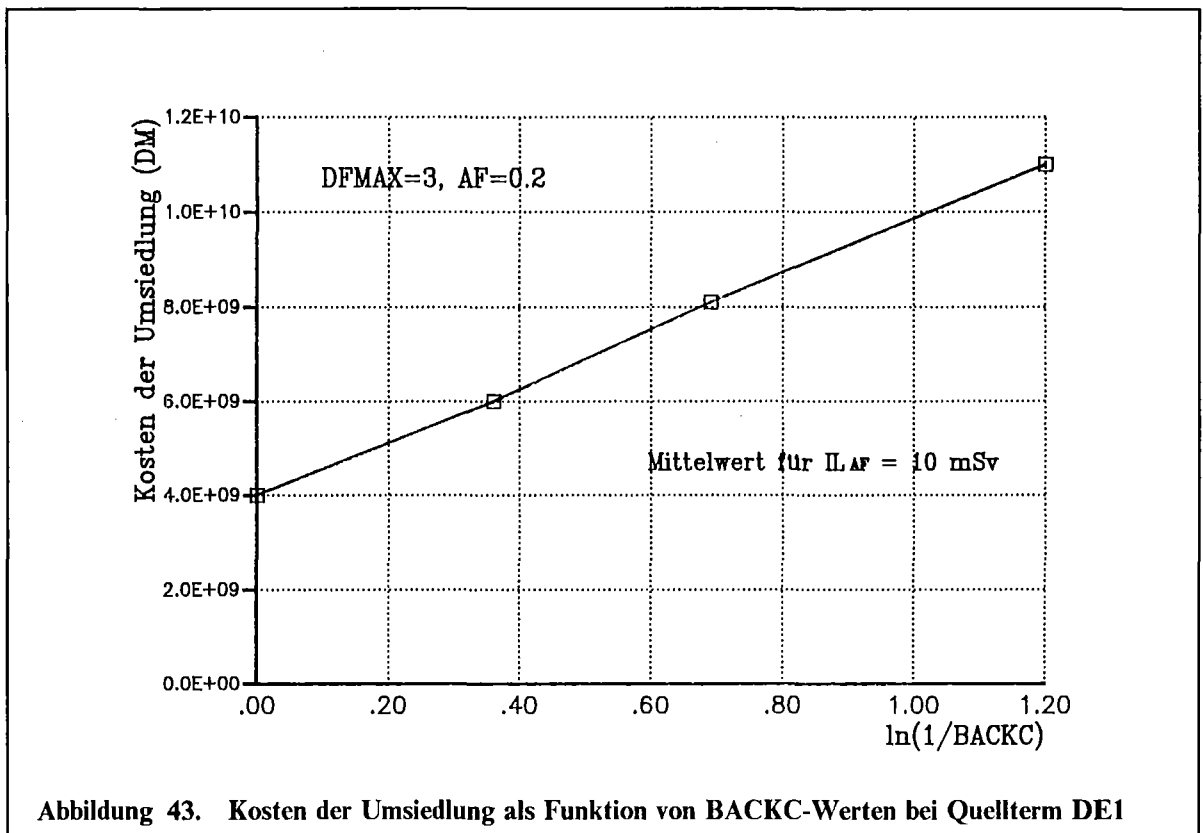
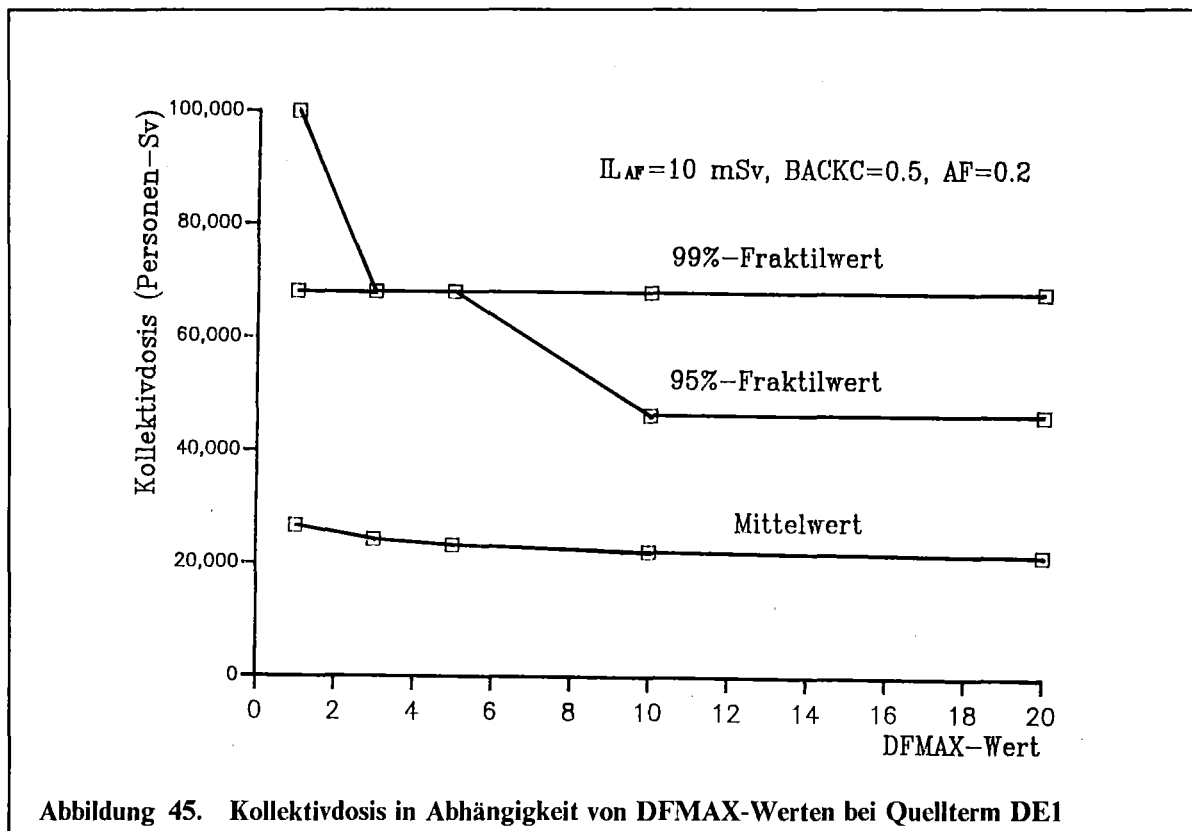
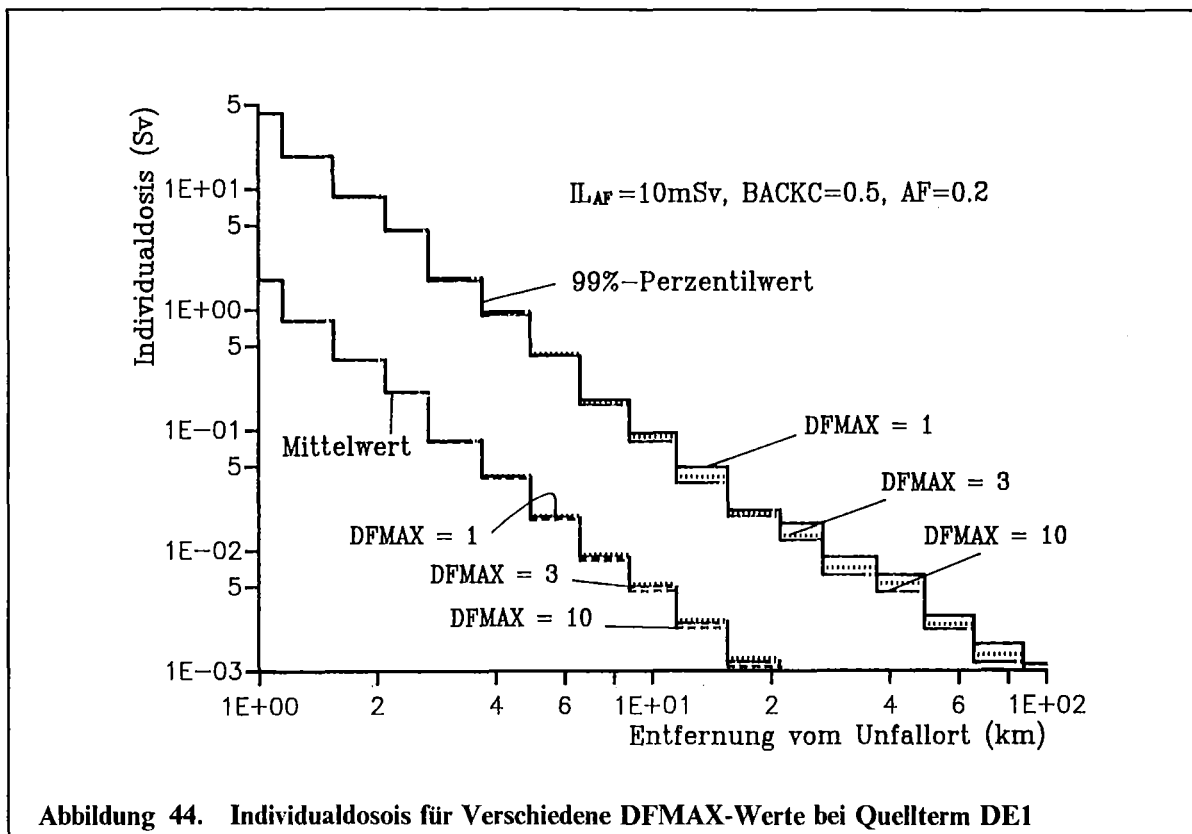
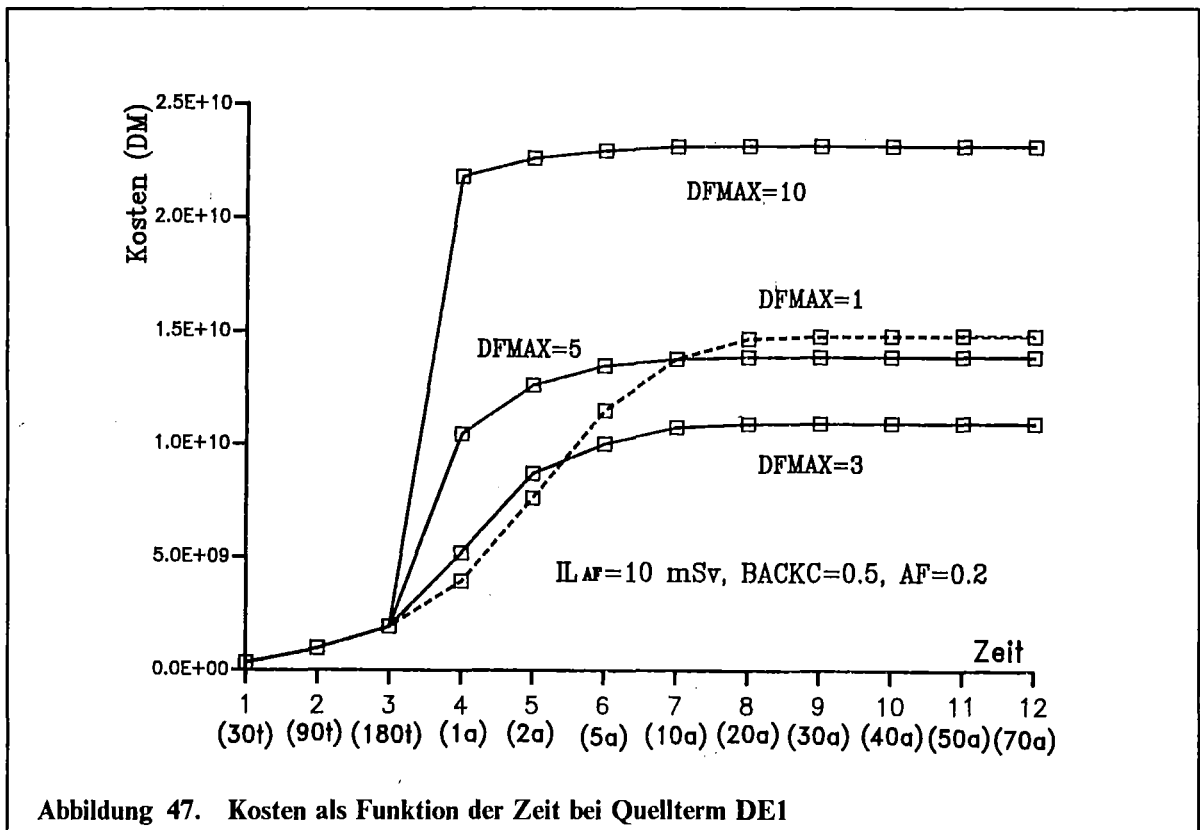
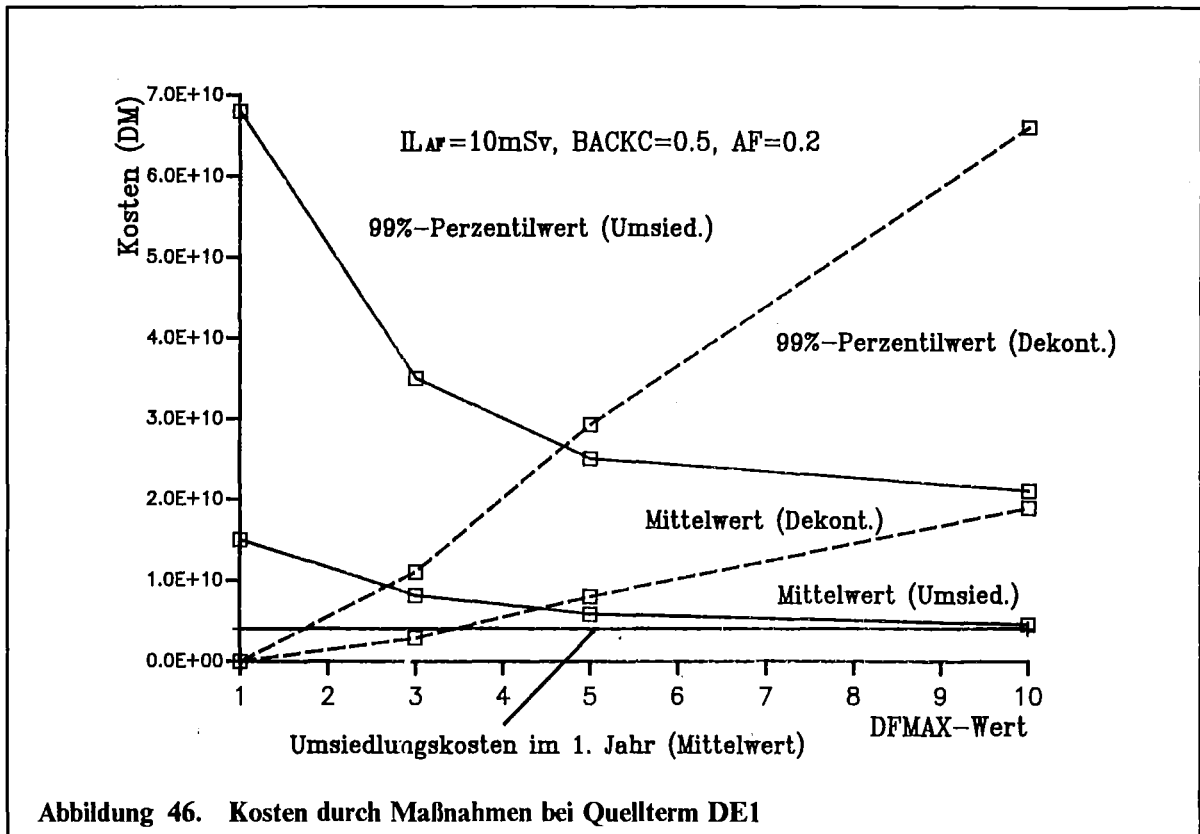


Abbildung 43. Kosten der Umsiedlung als Funktion von BACKC-Werten bei Quellterm DE1







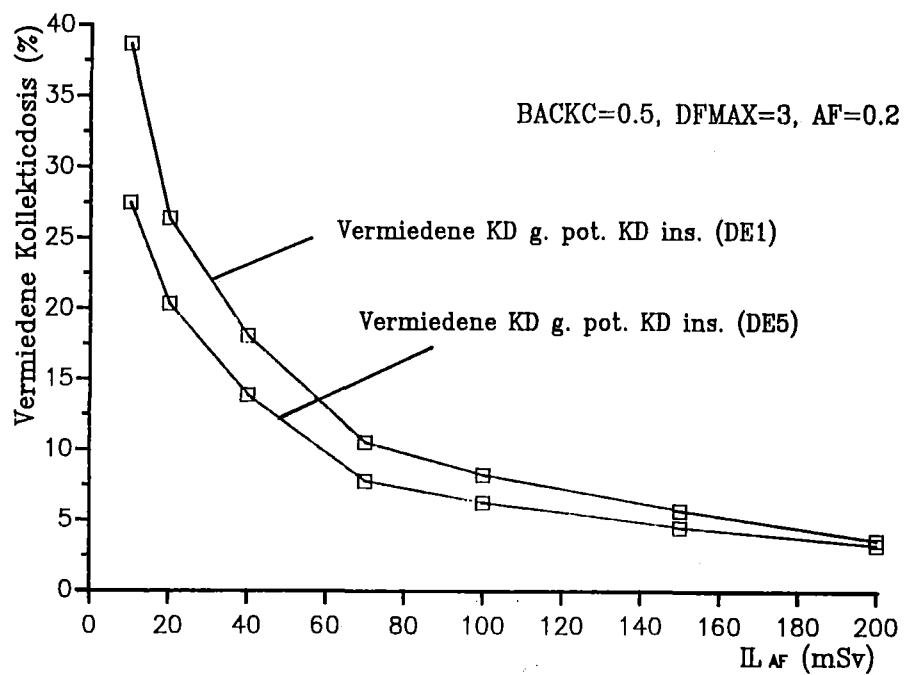


Abbildung 48. Relative Vermiedene Kollektivdosis bei den Quelltermen DE1 und DE5

## **6. Kosten-Nutzen-Analyse als Hilfsmittel zur Festlegung von Eingreifwerten**

### **6.1 Einleitung**

Bei unfallbedingten Freisetzungen radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen ist durch geeignete Gegenmaßnahmen die hierbei entstehende Strahlenexposition zu begrenzen. Über Art und Umfang solcher Gegenmaßnahmen ist auf der Basis der im voraus festgelegten oberen und unteren Referenzwerte zu entscheiden. Bei der Entscheidungsfindung sind Optimierungsverfahren einzusetzen. Bei der Optimierung sollen alle Vor- und Nachteile, die aus der Durchführung von Maßnahmen resultieren, gegeneinander abgewogen werden. Vor- und Nachteile lassen sich unterteilen in zwei Konsequenzkategorien, nämlich

- den mit Hilfe von mathematischen Modellen quantifizierbaren physikalischen oder ökonomischen Größen, und
- den sozialpsychologischen und politischen Implikationen, die sich im allgemeinen nur qualitativ beschreiben lassen.

Die Einbeziehung von Konsequenzen der zweiten Kategorie erfordert subjektive Beurteilungen sowohl der Auswirkungen als auch ihrer Einflußnahme. Obwohl die Notwendigkeit ihrer Berücksichtigung bei der Entscheidungsfindung außer Frage steht, wird im Rahmen dieser Arbeit nicht darauf eingegangen. Es befinden sich aber derzeit Methoden und Modelle in der Entwicklung, die es ermöglichen, subjektive Beurteilungen politischer und sozialer Auswirkungen einzubeziehen [1] [2][3].

Optimierungsverfahren, die auf die quantifizierbaren Größen der ersten Konsequenzkategorie zugreifen, basieren auf der Methodik der Kosten-Nutzen-Analysen. Im folgenden werden die Anwendbarkeit und die Ergebnisse einfacher und verfeinerter Kosten-Nutzen-Analysen zum Zweck der Optimierung von Eingreifwerten für Umsiedlungsmaßnahmen untersucht.

### **6.2 Standard Kosten-Nutzen-Analyse**

#### **6.2.1 Methodisches Vorgehen beim Strahlenschutz**

Bei der Standard Kosten-Nutzen-Analyse werden zwei Einflußgrößen quantifiziert:

- die Kosten der Gegenmaßnahme, die sich aus der Gesamtsumme aller finanziellen

Aufwendungen zusammensetzt, die direkt oder indirekt in Zusammenhang mit ihrer Durchführung steht, und

- der Nutzen, der als durch die Gegenmaßnahme reduzierte Kollektivdosis quantifiziert wird.

Die Individualdosis wird als Einflußgröße nicht berücksichtigt.

Art und Umfang der Gegenmaßnahme ist derart zu wählen, daß Kosten und Nutzen optimiert werden, d.h. daß bei Minimierung der Kosten ein Maximum an Kollektivdosis vermieden wird. Hierzu ist die Kollektivdosis zu monetarisieren, d.h. es ist ihr ein Einheitsgeldwert zuzuordnen, sodaß eine einheitliche Bewertungsskala für Kosten und Nutzen erreicht wird.

Wie in Kapitel 5 ausführlich beschrieben, werden die Kosten und die Kollektivdosis primär durch den Eingreifwert für Umsiedlung bestimmt. Durch Berechnung der Summe aller monetären Schäden (wirtschaftliche Kosten plus Kollektivdosis) in Abhängigkeit vom Eingreifwert ergibt sich i.a. eine Funktion, die bei einem bestimmten Wert von  $IL_{AF}$  ( $IL_{AF,opt}$ ) ein Minimum aufweist. Bei diesem Wert  $IL_{AF,opt}$  wird die oben beschriebene Optimierungsbedingung erfüllt.

Mathematisch kann die Standard Kosten-Nutzen-Analyse wie folgt beschrieben werden [4]:

$$X + Y = \text{Minimum}$$

mit folgender Erklärung:

X = die wirtschaftlichen Kosten für Gegenmaßnahmen

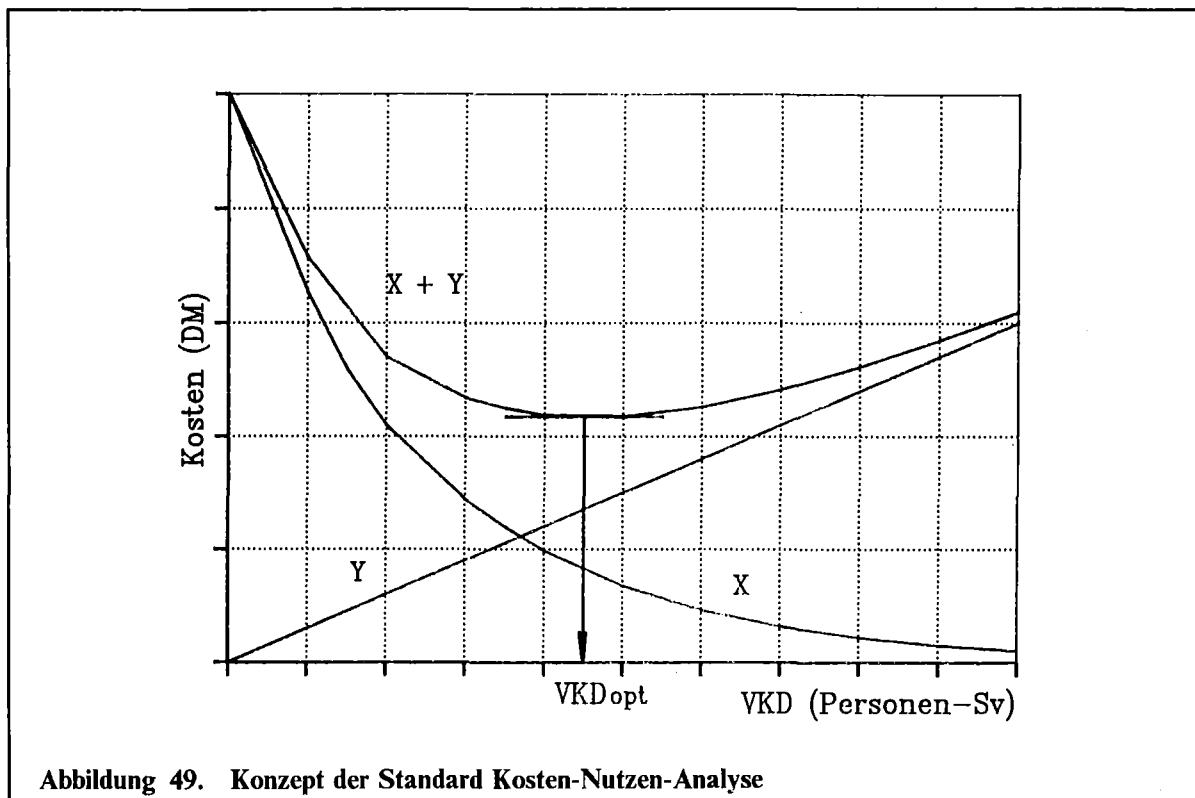
Y = die Kosten, die durch die verbleibende Kollektivdosis noch entstehen

Y wird durch den sogenannten  $\alpha$ -Wert monetarisiert:

$$Y = \alpha \cdot VKD ,$$

wobei VKD die verbleibende Kollektivdosis und  $\alpha$  die Einheitskosten der Kollektivdosis (\$ oder DM pro Personen-Sv) sind. In Abbildung 49 ist das Konzept der Standard Kosten-Nutzen-Analyse schematisch dargestellt; der Eingreifwert, der der verbleibenden Kollektivdosis  $VKD_{opt}$  entspricht, ist der günstigste Eingreifwert für die Einleitung der Gegenmaßnahme.

Die Parameter  $\alpha$ , die von verschiedenen nationalen und internationalen Organisationen vorgeschlagen und publiziert worden sind, erstrecken sich über einen großen Wertebereich



von etwa \$3000 bis \$20,000 pro Personen-Sv. Auch die Methode zur Ableitung des Parameters  $\alpha$  wurde untersucht [5]. In Tabelle 24 sind einige Beispiele für Parameter  $\alpha$  angegeben.

### 6.3 Die Ergebnisse der Standard Kosten-Nutzen-Analyse

Im folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse des Kapitels 5 für den Quellterm DE1 in die Kosten-Nutzen-Analyse eingebracht. Dabei wurden hinsichtlich der Kosten und der Kollektivdosis folgende Sachverhalte abgeleitet:

- Die Kollektivdosis hängt nur schwach von den Eingreifwerten für die Rücksiedlung der umgesiedelten Personen ( $BACKC \cdot IL_{AF}$ ) und von Dekontaminationsfaktoren ( $DFMAX$ ) ab.
- Die Kosten von Maßnahmen hängen stark von den Eingreifwerten für die Rücksiedlung der umgesiedelten Personen und von Dekontaminationsfaktoren ab. Allerdings ist es unter Berücksichtigung der Höhe der Kosten und der Verringerung der Kollektivdosis nicht sinnvoll, bei der derzeitigen Modellierung Dekontamination mit Dekontaminationsfaktoren viel größer als 3 zu unterstellen.

Aus diesen Gründen wird die folgende Standard Kosten-Nutzen-Analyse für den Fall  $BACKC = 0.5$  und  $DFMAX = 3$  durchgeführt. Die Ergebnisse für die Kosten von Maßnahmen und Kollektivdosen für verschiedene Eingreifwerte für Umsiedlung und Abschirmfaktoren  $AF$  sind in Tabelle 25 bis Tabelle 28 angegeben.

Wie in Kapitel 5 beschrieben, berechnet sich die potentielle Kollektivdosis im wesentlichen aus einer großen Bevölkerungszahl mit niedrigeren Individualdosen. Je schlechter der Abschirmfaktor für Mischaufenthalt, desto größer ist die vermiedene Kollektivdosis durch Umsiedlungsmaßnahmen. Sie beträgt bei  $AF = 1.0$  höchstens 46%, wenn der Eingreifwert für Umsiedlung nicht niedriger als 50 mSv liegt (s. Tabelle 25). Höhere Eingreifwerte reduzieren die Kollektivdosis entsprechend weniger, bei 500 mSv nur noch wenige Prozent. Bei Abschirmfaktoren  $AF < 1.0$  liegen die Dosisgewinne deutlich niedriger; so wird bei  $AF = 0.1$  durch Verkleinerung des Eingreifwerts von  $IL_{AF} = 500$  mSv auf  $IL_{AF} = 50$  mSv zusätzlich nur noch 6.5% der Kollektivdosis vermieden (s. Tabelle 28).

Aufgrund der relativ geringen Abhängigkeit der Kollektivdosis vom Eingreifwert variiert auch der Geldwert der Kollektivdosis für einen vorgegebenen  $\alpha$ -Wert nur relativ gering und liegt zwischen Eingreifwerten  $IL_{AF} = 10$  mSv und  $IL_{AF} = 1000$  mSv immer in der gleichen Größenordnung. Umsiedlungs- und Dekontaminationskosten dagegen unterscheiden sich um mehrere Zehnerpotenzen. Daraus ergibt sich für die Gesamtkosten bei allen Kombinationen von  $AF$  und  $\alpha$ -Werten die in Abbildung 50 bis Abbildung 53 gezeigte Abhängigkeit: Unterhalb von Eingreifwerten  $IL_{AF} \approx 50$  mSv steigen die Gesamtkosten aufgrund der hohen Umsiedlungskosten steil an. Bei Eingreifwerten von  $IL_{AF} \gtrsim 100$  mSv werden die Kosten der Maßnahmen schnell relativ gering, allerdings steigt die Kollektivdosis nur geringfügig an, so daß insgesamt eine schwache Abhängigkeit der Gesamtkosten vom Eingreifwert resultiert. Aus Tabelle 25 bis Tabelle 28 kann für die verschiedenen  $\alpha$ -Werte ein Kostenminimum ermittelt werden; der gesamte Kurvenverlauf ist jedoch derart flach, daß im Sinne einer begründbaren Entscheidungsfindung kein scharf definierter Eingreifwert abgeleitet werden kann. Allenfalls sind Tendenzen erkennbar, wie sich ein numerisches Minimum bei sich ändernden  $\alpha$ -Werten und Abschirmfaktoren  $AF$  verschiebt (s. Tabelle 29 bis Tabelle 32).

Sowohl aus den Tabellen als auch den Abbildungen ist zu entnehmen, daß das Minimum der Gesamtkosten wenig von  $AF$  abhängt. Bei den betrachteten Faktoren zwischen 0.1 und 1.0 ergeben sich die Minima bei den folgenden  $IL_{AF}$ -Werten

$\alpha$ -Wert (DM/Personen-Sv)	Kostenminimum bei $IL_{AF}$ (mSv)
10,000	> 1000
50,000	$\approx 350$
100,000	$\approx 150$
500,000	$\approx 50$

Zwar nehmen die Gesamtkosten deutlich mit abnehmenden Abschirmfaktoren ab, da jedoch die betroffenen Gebiete als auch die Kollektivdosis in etwa gleichem Umfang reduziert werden, bleiben - im Rahmen der Aussagegenauigkeit infolge des sehr flachen Kurvenverlaufs - die günstigsten Eingreifwerte für Umsiedlung unverändert.

## 6.4 Verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse

### 6.4.1 Allgemeine Überlegungen

Bei der Standard Kosten-Nutzen-Analyse bleibt unberücksichtigt, daß sich die Kollektivdosen aus Individualdosen berechnen, die sich über einen großen Wertebereich erstrecken, und die sich bei unterschiedlichen Personenzahlen akkumulieren (s. Abschnitt 5.2.2). Freisetzungen von radioaktivem Material im Normalbetrieb erfolgen kontrolliert und sind generell im Hinblick auf die Strahlenbelastung von Einzelpersonen in der Bevölkerung gering. Darum ist es gerechtfertigt, alle Individualdosen bei einer Kosten-Nutzen-Analyse in gleicher Weise quantitativ und qualitativ zu bewerten.

Bei unfallbedingten Freisetzungen dagegen können die individuellen Dosisbelastungen weit über der natürlichen Strahlenbelastung liegen und damit zu erheblichen gesundheitlichen Risiken führen. Um das Schutzziel der Risikominimierung für das Individuum zu erreichen, sind darum kleinere Personengruppen mit höheren Strahlendosen anders zu bewerten als große Personenzahlen mit geringen Dosisbelastungen. Dieses Konzept ist in der Vergangenheit entwickelt und intensiv diskutiert worden [5], [6].

Zur Bewertung der unterschiedlich hohen Individualrisiken für Gesundheitsschäden bei Kosten-Nutzen-Analysen wurden Wichtungsfaktoren eingeführt, die von der Individualdosis und evtl. anderen Einflußgrößen abhängen, wie z.B. dem Alter der betroffenen Personen oder sozial-psychologischen Randbedingungen [5], [6]. Mit diesen Wichtungsfaktoren werden jene Kollektivdosen stärker bewertet, die aus hohen Individualdosisbereichen resultieren.

Kosten-Nutzen-Analysen, die den Beitrag verschieden hoher Individualdosen unterschiedlich bewerten, werden im Vergleich zur Standard Kosten-Nutzen-Analyse im folgenden als verfeinerte Kosten-Nutzen-Analysen bezeichnet. Unterschiede in der Höhe der Individualdosen ( $ID$ ) werden in der vorliegenden Arbeit mit Hilfe einer Bewertungsfunktion  $BF(ID)$  gewichtet, in die keine sonstigen Abhängigkeiten eingehen. Damit lautet die mathematische Beziehung für Optimierung bei der verfeinerten Kosten-Nutzen-Analyse:

$$KSM + \alpha \cdot \int_0^{\infty} BF(ID) \cdot VKD(ID) d(ID) = Minimum \quad \dots\dots\dots (1)$$



mit

$\alpha$  = Einheitskosten der Kollektivdosis (DM/Personen-Sv)

$ID$  = 70-Jahres-Individualdosis (Sv)

$BF$  = Bewertungsfunktion (dimensionslos)

$VKD$  = Verbleibende Kollektivdosis (Personen-Sv)

$KSM$  = Kosten von Maßnahmen (DM)

Zur Quantifizierung der Bewertungsfunktion wird im folgenden die Exposition in der Natur und das Konzept der Dosisbegrenzung für Normalbetrieb (system of dose limitation) [8] zugrunde gelegt.

Die mittlere Individualdosis durch die natürliche Strahlenexposition in den meisten Ländern der Welt liegt im Bereich von etwa 2.0 mSv bis 2.5 mSv pro Jahr und in der Bundesrepublik Deutschland bei etwa 2.2 mSv pro Jahr. Ungefähr die Hälfte dieser Dosis resultiert aus dem Inhalationspfad. Die externe Exposition trägt weltweit im Durchschnitt mit 0.75 mSv pro Jahr bei [9] [10].

Der Grenzwert der Individualdosis für den Normalbetrieb kerntechnischer Anlagen ist von ICRP auf den Wert von 1.0 mSv pro Jahr festgelegt worden. Die Individualdosis darf in einzelnen Jahren auf einen Wert von 5.0 mSv ansteigen, solange sichergestellt ist, daß die gesamte Dosisbelastung integriert über die gesamte Lebensdauer (70a) 70 mSv nicht überschreitet [8].

Im folgenden Abschnitt wird die verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse mit Hilfe von zwei unterschiedlichen Bewertungsfunktionen durchgeführt. Der Bewertungsfunktion wird für 70-Jahres-Individualdosen unterhalb von 70 mSv der Wert Eins zugewiesen. Im Dosisbereich oberhalb des Wertes von 70 mSv steigt die Bewertungsfunktion mit der 70-Jahres-Individualdosis linear oder quadratisch an (Abbildung 54 und Abbildung 55). Zum Vergleich wird auch eine verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse für den Fall durchgeführt, daß die Bewertungsfunktion schon oberhalb der 70-Jahres-Individualdosis von 35 mSv ansteigt. Die Ergebnisse der Rechnungen haben jedoch gezeigt, daß hierdurch die Kurvenverläufe der Gesamtkosten und damit die günstigsten Eingreifwerte unverändert bleiben. Aus diesem Grund werden im folgenden nur die Ergebnisse mit Bewertungsfunktionen, die oberhalb der 70-Jahres-Individualdosis von 70 mSv ansteigen, dargestellt und diskutiert.

Aufgrund der in [5] aufgestellten Methode wird für die ehemalige Bundesrepublik Deutschland ein  $\alpha$ -Wert von ungefähr 10,000 DM/Personen-Sv abgeleitet [11]. Die Standard Kosten-Nutzen-Analyse führte zu dem Ergebnis, daß mit diesem  $\alpha$ -Wert kein Kostenminimum für Eingreifwerte im Bereich von 50 mSv bis 1000 mSv erreicht wird. Für die folgende Dis-

kussion werden neben dem Wert  $\alpha = 10,000$  DM/Personen-Sv noch die Ergebnisse für  $\alpha = 5,000$  DM/Personen-Sv bis  $\alpha = 30,000$  DM/Personen-Sv untersucht.

#### 6.4.2 Die Ergebnisse der verfeinerten Kosten-Nutzen-Analyse

Mit Hilfe des Programmsystems COSYMA wurde die Verteilung der verbleibenden Kollektivdosis als Funktion der Individualdosis - integriert über 70a - berechnet. Die Verteilung der verbleibenden Kollektivdosis als Funktion der Individualdosis für den Eingreifwert für Umsiedlung von  $IL_{AF} = 10$  mSv ( $AF = 0.2$ ) ist beispielsweise in Tabelle 33 angegeben.

Da die verbleibende Kollektivdosis nicht als eine kontinuierliche Funktion der 70-Jahres-Individualdosis sondern als eine diskrete Verteilung für einzelne Dosisklassen berechnet ist, wird der Zahlenwert der Bewertungsfunktion für die Mitte des jeweiligen Dosisbereiches berechnet. Das Berechnungsverfahren für die verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse läßt sich wie folgt darstellen:

$$BFZ_i \equiv BF_i(ID_{lr}) \quad \dots\dots\dots (2)$$

$$ID_{lr} = (ID_{li} + ID_{ri})/2 \quad \dots\dots\dots (3)$$

$$KVVD \equiv \alpha \cdot \sum_{i=1}^{\infty} BFZ_i \cdot VKD_i \quad \dots\dots\dots (4)$$

$$KSM + KVVD = \textit{Minimum} \quad \dots\dots\dots (5)$$

Mit folgender Erklärung:

- $BFZ_i$  = Bewertungszahl für Dosisbereich (der Individualdosis) i
- $ID_{lr}$  = 70-Jahres-Individualdosis in der Mitte des Dosisbereiches i
- $ID_{li}$  = 70-Jahres-Individualdosis am unteren Ende des Dosisbereiches i
- $ID_{ri}$  = 70-Jahres-Individualdosis am oberen Ende des Dosisbereiches i
- $VKD_i$  = Verbleibende Kollektivdosis aus Dosisbereich i
- $KSM$  = Kosten von Schutz- und Gegenmaßnahmen
- $KVVD$  = Kosten für die verbleibende Kollektivdosis

Als Bewertungsfunktionen werden folgende mathematische Zusammenhänge gewählt:

a) lineare Abhängigkeit:  $BF(a,b) = a + b \cdot ID \quad (ID \geq 70 \text{ mSv})$

b) quadratische Abhängigkeit:  $BF(a,b) = a + b \cdot ID^2 \quad (ID \geq 70 \text{ mSv})$

In Abbildung 54 und Abbildung 55 sind jeweils zwei Bewertungsfunktionen  $BF1$  und  $BF2$  mit den folgenden Parameterwerten dargestellt:

Bewertungs- funktion (BF)	linear		quadratisch	
	a	b ( $mSv^{-1}$ )	a	b ( $mSv^{-1}$ )
BF1	0	0.0143	0.9	0.0000204
BF2	-1	0.0286	0.5	0.000102

Dies führt für ausgewählte Individualdosen zu den nachstehend aufgeführten Wichtungsfaktoren:

ID (mSv)	linear		quadratisch	
	BF1	BF2	BF1	BF2
70	1	1	1	1
100	1.43	1.86	1.10	1.52
300	4.29	7.58	2.74	9.68
700	10.01	19.02	10.90	50.48
1000	14.30	27.60	21.3	102.5
3000	42.90	84.80	184.5	918.5

In Abbildung 56 bis Abbildung 58 sind die Ergebnisse der verfeinerten Kosten-Nutzen-Analyse bei Anwendung der linearen Bewertungsfunktionen für verschiedene  $\alpha$ -Werte und Abschirmfaktoren  $AF$  für Mischaufenthalt dargestellt. Im Gegensatz zur Standard Kosten-Nutzen-Analyse zeigen jetzt die Gesamtkosten als Funktion der Eingreifwerte  $IL_{AF}$  ausgeprägte Minima, die umso deutlicher sind, je stärker höhere Individualdosen gewichtet werden und je höher die  $\alpha$ -Werte liegen. Beim Abschirmfaktor  $AF = 1.0$  liegt für  $\alpha = 5,000$  DM/Personen-Sv das Minimum bei etwa  $IL_{AF} = 200$  mSv, wenn die Bewertungsfunktion  $BF1$  benutzt wird. Es verschiebt sich zu etwa  $IL_{AF} = 100$  mSv für  $\alpha = 10,000$  DM/Personen-Sv bzw.  $\alpha = 20,000$  DM/Personen-Sv. Ab  $\alpha$ -Werten von 30,000 DM/Personen-Sv konzentriert sich das Kostenminimum auf Eingreifwerte um  $IL_{AF} = 50$  mSv; wegen des steilen An-

stiegs der Umsiedlungskosten für noch kleinere Eingreifwerte müssen zur Gesamtkostenminimierung bei  $IL_{AF} < 50$  mSv sehr hohe  $\alpha$ -Werte ( $\geq 30,000$  DM/Personen-Sv) unterstellt werden.

Bei Verwendung der Bewertungsfunktion  $BF2$  mit der stärkeren Wichtung hoher Individualdosen sind die Kostenminima bei gleichem  $\alpha$ -Wert zu kleineren Eingreifwerten  $IL_{AF}$  hin verschoben. So liegt z.B. für  $BF2$  und  $\alpha = 5,000$  DM/Personen-Sv das Minimum bei  $IL_{AF} \approx 100$  mSv. Bei höheren  $\alpha$ -Werten konzentriert sich das Kostenminimum auch für  $BF2$  auf Eingreifwerte um  $IL_{AF} \approx 50$  mSv.

An den dargestellten Ergebnissen ändert sich nur wenig, wenn Abschirmfaktoren  $AF < 1$  gelten. So liegen z.B. die Kostenminima für  $AF = 1.0$ ,  $AF = 0.5$  und  $AF = 0.1$  bei  $\alpha = 10,000$  DM/Personen-Sv um den Wert  $IL_{AF} \approx 100$  mSv (Abbildung 56, Abbildung 57 und Abbildung 58). Diese deutliche Unabhängigkeit der Ergebnisse von den Abschirmfaktoren wurde auch schon bei der Standard Kosten-Nutzen-Analyse beobachtet. Die Kostenminima für verschiedene  $\alpha$ -Werte und Abschirmfaktoren  $AF$  sind in Tabelle 34 zusammengestellt.

Die Wichtung von Individualdosen mittels quadratischer Bewertungsfunktionen bewirkt bei hohen Eingreifwerten  $IL_{AF}$  einen gegenüber den linearen Bewertungsfunktionen stärkeren Anstieg der Gesamtkosten (höherer "Geldwert" der verbleibenden Kollektivdosen). Dadurch wird der Kurvenverlauf der Gesamtkosten als Funktion des Eingreifwerts ausgeprägter und das Minimum besser definiert (s. Abbildung 59 bis Abbildung 64). Allerdings ergeben sich über die bei den linearen Bewertungsfunktionen gewonnenen Aussagen hinaus keine wesentlichen neuen Gesichtspunkte.

## 6.5 Allgemeine Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Analysen lassen sich folgendermaßen zusammenfassen.

- Die Standard Kosten-Nutzen-Analyse ist nur schlecht geeignet, Eingreifwerte für Umsiedlungsmaßnahmen festzulegen. Hauptgrund ist, daß die Kollektivdosis - und über den Proportionalitätsfaktor  $\alpha$  auch ihr Geldwert - nur relativ schwach von den Eingreifwerten abhängt; zwar sind bei rein monetärer Beurteilung sehr niedrige Eingreifwerte ( $\leq 50$  mSv) wegen des starken Anwachsens der Umsiedlungskosten auszuschließen, ein Kostenminimum läßt sich jedoch nur sehr ungenau ermitteln. Zwar wachsen die Individualdosen mit höheren Eingreifwerten stark an, ihr Beitrag zur vermiedenen Kollektivdosis insgesamt ist jedoch wegen der geringen Anzahl betroffener Personen klein. Nur sehr hohe  $\alpha$ -Werte ( $> 150,000$  DM/Personen-Sv) erzwingen eine derart starke

Bewertung der Kollektivdosen, daß sich signifikant ein Bereich günstiger Eingreifwerte ergibt.

- Die verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse, bei der der Geldwert der Kollektivdosis von der Höhe der beitragenden Individualdosis abhängt, ist als einsatzfähige Methodik zu betrachten, mit deren Hilfe Eingreifwerte für Umsiedlungsmaßnahmen durch Kostenminimierung ableitbar sind. Gleichzeitig verknüpft sie die Grundprinzipien zur Vermeidung stochastischer Gesundheitsrisiken nach ICRP 40 (Individual- und Kollektivdosisreduzierung).
- Die stärkere Bewertung hoher Individualdosen führt sowohl bei linearer als auch quadratischer Abhängigkeit zu Kostenminima bei Eingreifwerten für Umsiedlung im Bereich von etwa 50-100 mSv. Höhere Eingreifwerte würden sich nur bei deutlich höheren spezifischen Umsiedlungskosten ergeben. Deutlich niedrigere Eingreifwerte sind wegen des starken Kostenanstiegs nicht ableitbar. Damit werden die derzeitigen international verwendeten unteren Richtwerte bestätigt.
- Die Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Analysen sind nahezu unabhängig von den anzuwendenden Abschirmfaktoren für Mischaufenthalt. Zwar nehmen die Gesamtkosten mit kleiner werdenden Abschirmfaktoren ab; da jedoch die Umsiedlungsflächen als auch die Kollektivdosis etwa in gleicher Weise reduziert werden, bleiben die günstigsten Eingreifwerte für Umsiedlung unverändert.
- Aus den gleichen Gründen sind die Ergebnisse der verfeinerten Kosten-Nutzen-Analyse weitgehend unabhängig vom Quellterm; nur die Nuklidzusammensetzung kann wegen des unterschiedlichen Beitrags der Fahnenstrahlung zu den Individual- und Kollektivdosen zu Verschiebungen des Kostenminimums in Abhängigkeit vom Eingreifwert führen.
- Die verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse ist geeignet, über die rein monetäre Betrachtungsweise hinaus durch Modifikation von Bewertungsfunktionen subjektive Beurteilungen - wie z.B. sozio-politische Aspekte oder Präferenzen und Wichtungen aufgrund von Akzeptanzüberlegungen - mit einzubeziehen. Sie bietet somit in gewissem Umfang die Möglichkeit, die rein materielle Entscheidungsbasis der Standard Kosten-Nutzen-Analyse zu überwinden.

## 6.6 *Literaturhinweise*

- [1] International Commission on Radiological Protection  
Protection of the Public in the Event of Major Radiation Accidents: Principles for Planning  
ICRP Publication 40, Pergamon Press, Oxford and New York (1984).
- [2] International Commission on Radiological Protection  
Optimization and Decision-Making in Radiological Protection  
ICRP Publication 55, Pergamon Press, Oxford and New York (1988).
- [3] International Commission on Radiological Protection  
1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection  
ICRP Publication 60, Pergamon Press, Oxford and New York (1991).
- [4] International Commission on Radiological Protection  
Cost-Benefit Analysis in the Optimization of Radiation Protection  
ICRP Publication 37, Pergamon Press, Oxford and New York (1982).
- [5] J. Lombard and H. Jammet  
Towards A General Model of Health Detriment Cost Evaluation  
Health Physics, Vol.52, No.1, 1987.
- [6] G.A.M. Webb and A.B. Fleischman  
Valuations of Health Detriment in the Optimization of Radiological Protection: A Current NRPB View  
IAEA-SM-285/18.
- [7] Pan Ziquiang  
Optimization of Radiation Protection  
Radiation Protection (chinese J.), Vol.6, No.5, 9/1986.
- [8] Alan Martin and Samuel A. Harbison  
An Introduction to Radiation Protection  
London and New York, Chapman and Hall, Third Edition (1986).
- [9] M.W. Carter et al  
Radionuclides in the Food Chain  
Springer-Verlag (1988).

- [10] H. Kiefer, W. Koelzer  
Strahlen und Strahlenschutz  
Springer-Verlag (1987).
- [11] D. Faude  
Persönliche Mitteilung, KfK (1988)

## 6.7 Tabellen

Organisation/Land	$\alpha$ (\$ pro Person-Sv)	Literaturhinweis
ICRP	10,000 - 20,000	[4]
IAEA	3,000	[5]
H.Jammet	4,000	[5]
Schweden	20,000	[7]
NRPB	B.P. 20 (ID < 0.05mSv)(#)(*) B.P. 100 (ID < 0.05 - 0.5mSv) B.P. 500 (ID < 0.5 - 5mSv)	[7]
Anmerkung: (#) B.P.: Britische Pound, (*) ID: Individualdosis pro Jahr		

**Tabelle 24. Parameter  $\alpha$  von verschiedenen Organisationen/Ländern**

$IL_{AF}$ (mSv)	Kosten von Maßnahmen (DM)	Verbleibende Kollektivdosis (Person-Sv)
10	$4.012 \cdot 10^{10}$	$4.683 \cdot 10^4$
20	$2.202 \cdot 10^{10}$	$6.262 \cdot 10^4$
50	$8.656 \cdot 10^9$	$8.785 \cdot 10^4$
100	$3.082 \cdot 10^9$	$1.120 \cdot 10^5$
200	$1.144 \cdot 10^9$	$1.284 \cdot 10^5$
350	$4.020 \cdot 10^8$	$1.432 \cdot 10^5$
500	$2.360 \cdot 10^8$	$1.476 \cdot 10^5$
750	$1.096 \cdot 10^8$	$1.525 \cdot 10^5$
1000	$5.300 \cdot 10^7$	$1.567 \cdot 10^5$
$\infty$ (2)	-	$1.638 \cdot 10^5$
Anmerkungen: (1) $BACKC = 0.5$ , $DFMAX = 3$ (2) $\infty$ : ohne Maßnahmen; Kollektivdosis durch Inhalation = $8.207 \cdot 10^3$ (Person-Sv)		

**Tabelle 25. Kosten von Maßnahmen und verbleibende Kollektivdosis (AF = 1.0) (1)**



$IL_{AF}$ (mSv)	Kosten von Maßnahmen (DM)	Verbleibende Kollektivdosis (Person-Sv)
10	$2.202 \cdot 10^{10}$	$3.549 \cdot 10^4$
20	$1.072 \cdot 10^{10}$	$4.495 \cdot 10^4$
50	$3.082 \cdot 10^9$	$6.020 \cdot 10^4$
100	$1.144 \cdot 10^9$	$6.840 \cdot 10^4$
200	$3.042 \cdot 10^8$	$7.699 \cdot 10^4$
350	$1.199 \cdot 10^8$	$8.023 \cdot 10^4$
500	$5.300 \cdot 10^7$	$8.259 \cdot 10^4$
750	$2.534 \cdot 10^7$	$8.372 \cdot 10^4$
1000	$1.331 \cdot 10^7$	$8.454 \cdot 10^4$
$\infty$ (2)	-	$8.614 \cdot 10^5$

Anmerkungen:

(1)  $BACKC=0.5$ ,  $DFMAX=3$

(2)  $\infty$ : ohne Maßnahmen; Kollektivdosis durch Inhalation =  $8.207 \cdot 10^3$  (Person-Sv)

**Tabelle 26. Kosten von Maßnahmen und verbleibende Kollektivdosis (AF = 0.5) (1)**

$IL_{AF}$ (mSv)	Kosten von Maßnahmen (DM)	Verbleibende Kollektivdosis (Person-Sv)
10	$8.656 \cdot 10^9$	$2.426 \cdot 10^4$
20	$3.082 \cdot 10^9$	$2.912 \cdot 10^4$
50	$6.028 \cdot 10^8$	$3.469 \cdot 10^4$
100	$2.360 \cdot 10^8$	$3.629 \cdot 10^4$
200	$5.300 \cdot 10^7$	$3.812 \cdot 10^4$
350	$1.824 \cdot 10^7$	$3.878 \cdot 10^4$
500	$8.452 \cdot 10^6$	$3.907 \cdot 10^4$
750	$3.520 \cdot 10^6$	$3.929 \cdot 10^4$
1000	$2.128 \cdot 10^6$	$3.936 \cdot 10^4$
$\infty$ (2)	-	$3.955 \cdot 10^4$

Anmerkungen:

(1)  $BACKC=0.5$ ,  $DFMAX=3$

(2)  $\infty$ : ohne Maßnahmen; Kollektivdosis durch Inhalation =  $8.207 \cdot 10^3$  (Person-Sv)

**Tabelle 27. Kosten von Maßnahmen und verbleibende Kollektivdosis (AF = 0.2) (1)**

$IL_{AF}$ (mSv)	Kosten von Maßnahmen (DM)	Verbleibende Kollektivdosis (Person-Sv)
10	$3.082 \cdot 10^9$	$1.875 \cdot 10^4$
20	$1.144 \cdot 10^9$	$2.041 \cdot 10^4$
50	$2.360 \cdot 10^8$	$2.237 \cdot 10^4$
100	$5.300 \cdot 10^7$	$2.330 \cdot 10^4$
200	$1.331 \cdot 10^7$	$2.370 \cdot 10^4$
350	$4.040 \cdot 10^6$	$2.388 \cdot 10^4$
500	$2.128 \cdot 10^6$	$2.393 \cdot 10^4$
750	$9.176 \cdot 10^5$	$2.397 \cdot 10^4$
1000	$4.594 \cdot 10^5$	$2.400 \cdot 10^4$
$\infty$ (2)	-	$2.402 \cdot 10^4$
<p>Anmerkungen:</p> <p>(1) <math>BACKC=0.5</math>, <math>DFMAX=3</math></p> <p>(2) <math>\infty</math>: ohne Maßnahmen; Kollektivdosis durch Inhalation = <math>8.207 \cdot 10^3</math> (Person-Sv)</p>		

**Tabelle 28. Kosten von Maßnahmen und verbleibende Kollektivdosis (AF = 0.1) (1)**

$\alpha = 10,000$ (DM pro Person-Sv)			
$IL_{AF}$ (mSv)	X (DM) (2)	$\alpha \cdot VKD$ (DM) (3)	$X + \alpha \cdot VKD$ (DM)
10	$4.012 \cdot 10^{10}$	$4.683 \cdot 10^8$	$4.059 \cdot 10^{10}$
20	$2.202 \cdot 10^{10}$	$6.262 \cdot 10^8$	$2.265 \cdot 10^{10}$
50	$8.656 \cdot 10^9$	$8.785 \cdot 10^8$	$9.535 \cdot 10^9$
100	$3.082 \cdot 10^9$	$1.120 \cdot 10^9$	$4.202 \cdot 10^9$
200	$1.144 \cdot 10^9$	$1.284 \cdot 10^9$	$2.428 \cdot 10^9$
350	$4.020 \cdot 10^8$	$1.432 \cdot 10^9$	$1.834 \cdot 10^9$
500	$2.360 \cdot 10^8$	$1.476 \cdot 10^9$	$1.712 \cdot 10^9$
750	$1.096 \cdot 10^8$	$1.525 \cdot 10^9$	$1.635 \cdot 10^9$
1000	$5.300 \cdot 10^7$	$1.567 \cdot 10^9$	$1.620 \cdot 10^9$ (4)
$\alpha = 50,000$ (DM pro Person-Sv)			
$IL_{AF}$ (mSv)	X (DM)	$\alpha \cdot VKD$ (DM)	$X + \alpha \cdot VKD$ (DM)
10	$4.012 \cdot 10^{10}$	$2.342 \cdot 10^9$	$4.246 \cdot 10^{10}$
20	$2.202 \cdot 10^{10}$	$3.131 \cdot 10^9$	$2.515 \cdot 10^{10}$
50	$8.656 \cdot 10^9$	$4.393 \cdot 10^9$	$1.305 \cdot 10^{10}$
100	$3.082 \cdot 10^9$	$5.600 \cdot 10^9$	$8.682 \cdot 10^9$
200	$1.144 \cdot 10^9$	$6.420 \cdot 10^9$	$7.564 \cdot 10^9$
350	$4.020 \cdot 10^8$	$7.160 \cdot 10^9$	$7.562 \cdot 10^9$ (4)
500	$2.360 \cdot 10^8$	$7.380 \cdot 10^9$	$7.616 \cdot 10^9$
750	$1.096 \cdot 10^8$	$7.625 \cdot 10^9$	$7.735 \cdot 10^9$
1000	$5.300 \cdot 10^7$	$7.835 \cdot 10^9$	$7.888 \cdot 10^9$
$\alpha = 100,000$ (DM pro Person-Sv)			
$IL_{AF}$ (mSv)	X (DM)	$\alpha \cdot VKD$ (DM)	$X + \alpha \cdot VKD$ (DM)
10	$4.012 \cdot 10^{10}$	$4.683 \cdot 10^9$	$4.480 \cdot 10^{10}$
20	$2.202 \cdot 10^{10}$	$6.262 \cdot 10^9$	$2.828 \cdot 10^{10}$
50	$8.565 \cdot 10^9$	$8.786 \cdot 10^9$	$1.744 \cdot 10^{10}$
100	$3.082 \cdot 10^9$	$1.120 \cdot 10^{10}$	$1.428 \cdot 10^{10}$
200	$1.144 \cdot 10^9$	$1.284 \cdot 10^{10}$	$1.398 \cdot 10^{10}$ (4)
350	$4.020 \cdot 10^8$	$1.432 \cdot 10^{10}$	$1.472 \cdot 10^{10}$
500	$2.360 \cdot 10^8$	$1.476 \cdot 10^{10}$	$1.500 \cdot 10^{10}$
750	$1.096 \cdot 10^8$	$1.525 \cdot 10^{10}$	$1.536 \cdot 10^{10}$
1000	$5.300 \cdot 10^7$	$1.567 \cdot 10^{10}$	$1.572 \cdot 10^{10}$
$\alpha = 500,000$ (DM pro Person-Sv)			
$IL_{AF}$ (mSv)	X (DM)	$\alpha \cdot VKD$ (DM)	$X + \alpha \cdot VKD$ (DM)
10	$4.012 \cdot 10^{10}$	$2.342 \cdot 10^{10}$	$6.354 \cdot 10^{10}$
20	$2.202 \cdot 10^{10}$	$3.131 \cdot 10^{10}$	$5.333 \cdot 10^{10}$
50	$8.656 \cdot 10^9$	$4.393 \cdot 10^{10}$	$5.259 \cdot 10^{10}$ (4)
100	$3.082 \cdot 10^9$	$5.600 \cdot 10^{10}$	$5.908 \cdot 10^{10}$
200	$1.144 \cdot 10^9$	$6.420 \cdot 10^{10}$	$6.534 \cdot 10^{10}$
350	$4.020 \cdot 10^8$	$7.160 \cdot 10^{10}$	$7.200 \cdot 10^{10}$
500	$2.360 \cdot 10^8$	$7.380 \cdot 10^{10}$	$7.404 \cdot 10^{10}$
750	$1.096 \cdot 10^8$	$7.625 \cdot 10^{10}$	$7.636 \cdot 10^{10}$
1000	$5.300 \cdot 10^7$	$7.835 \cdot 10^{10}$	$7.840 \cdot 10^{10}$
Anmerkungen: (1) $BACKC=0.5$ ; $DFMAX=3$ (2) X = Kosten von Umsiedlung und Dekontamination (3) VKD = verbleibende Kollektivdosis (Person-Sv) (4) Kostenminimum			

Tabelle 29. Die Ergebnisse für Standard Kosten-Nutzen-Analyse (AF = 1.0) (1)

$\alpha = 10,000$ (DM pro Person-Sv)			
$IL_{AF}$ (mSv)	X (DM) (2)	$\alpha \cdot VKD$ (DM) (3)	$X + \alpha \cdot VKD$ (DM)
10	$2.202 \cdot 10^{10}$	$3.549 \cdot 10^8$	$2.237 \cdot 10^{10}$
20	$1.072 \cdot 10^{10}$	$4.495 \cdot 10^8$	$1.117 \cdot 10^{10}$
50	$3.082 \cdot 10^9$	$6.020 \cdot 10^8$	$3.684 \cdot 10^9$
100	$1.144 \cdot 10^9$	$6.840 \cdot 10^8$	$1.828 \cdot 10^9$
200	$3.042 \cdot 10^8$	$7.699 \cdot 10^8$	$1.074 \cdot 10^9$
350	$1.199 \cdot 10^8$	$8.023 \cdot 10^8$	$9.222 \cdot 10^8$
500	$5.300 \cdot 10^7$	$8.259 \cdot 10^8$	$8.789 \cdot 10^8$
750	$2.534 \cdot 10^7$	$8.372 \cdot 10^8$	$8.625 \cdot 10^8$
1000	$1.331 \cdot 10^7$	$8.454 \cdot 10^8$	$8.587 \cdot 10^8$ (4)
$\alpha = 50,000$ (DM pro Person-Sv)			
$IL_{AF}$ (mSv)	X (DM)	$\alpha \cdot VKD$ (DM)	$X + \alpha \cdot VKD$ (DM)
10	$2.202 \cdot 10^{10}$	$1.775 \cdot 10^9$	$2.380 \cdot 10^{10}$
20	$1.072 \cdot 10^{10}$	$2.248 \cdot 10^9$	$1.297 \cdot 10^{10}$
50	$3.082 \cdot 10^9$	$3.010 \cdot 10^9$	$6.092 \cdot 10^9$
100	$1.144 \cdot 10^9$	$3.420 \cdot 10^9$	$4.564 \cdot 10^9$
200	$3.042 \cdot 10^8$	$3.850 \cdot 10^9$	$4.154 \cdot 10^9$
350	$1.199 \cdot 10^8$	$4.012 \cdot 10^9$	$4.132 \cdot 10^9$ (4)
500	$5.300 \cdot 10^7$	$4.130 \cdot 10^9$	$4.183 \cdot 10^9$
750	$2.534 \cdot 10^7$	$4.186 \cdot 10^9$	$4.211 \cdot 10^9$
1000	$1.331 \cdot 10^7$	$4.227 \cdot 10^9$	$4.240 \cdot 10^9$
$\alpha = 100,000$ (DM pro Person-Sv)			
$IL_{AF}$ (mSv)	X (DM)	$\alpha \cdot VKD$ (DM)	$X + \alpha \cdot VKD$ (DM)
10	$2.202 \cdot 10^{10}$	$3.549 \cdot 10^9$	$2.557 \cdot 10^{10}$
20	$1.072 \cdot 10^{10}$	$4.495 \cdot 10^9$	$1.522 \cdot 10^{10}$
50	$3.082 \cdot 10^9$	$6.020 \cdot 10^9$	$9.102 \cdot 10^9$
100	$1.144 \cdot 10^9$	$6.840 \cdot 10^9$	$7.984 \cdot 10^9$ (4)
200	$3.042 \cdot 10^8$	$7.700 \cdot 10^9$	$8.004 \cdot 10^9$
350	$1.199 \cdot 10^8$	$8.024 \cdot 10^9$	$8.144 \cdot 10^9$
500	$5.300 \cdot 10^7$	$8.260 \cdot 10^9$	$8.131 \cdot 10^9$
750	$2.534 \cdot 10^7$	$8.372 \cdot 10^9$	$8.397 \cdot 10^9$
1000	$1.331 \cdot 10^7$	$8.454 \cdot 10^9$	$8.467 \cdot 10^9$
$\alpha = 500,000$ (DM pro Person-Sv)			
$IL_{AF}$ (mSv)	X (DM)	$\alpha \cdot VKD$ (DM)	$X + \alpha \cdot VKD$ (DM)
10	$2.202 \cdot 10^{10}$	$1.775 \cdot 10^{10}$	$3.977 \cdot 10^{10}$
20	$1.072 \cdot 10^{10}$	$2.248 \cdot 10^{10}$	$3.320 \cdot 10^{10}$
50	$3.082 \cdot 10^9$	$3.010 \cdot 10^{10}$	$3.318 \cdot 10^{10}$ (4)
100	$1.144 \cdot 10^9$	$3.420 \cdot 10^{10}$	$3.534 \cdot 10^{10}$
200	$3.042 \cdot 10^8$	$3.850 \cdot 10^{10}$	$3.880 \cdot 10^{10}$
350	$1.199 \cdot 10^8$	$4.012 \cdot 10^{10}$	$4.024 \cdot 10^{10}$
500	$5.300 \cdot 10^7$	$4.130 \cdot 10^{10}$	$4.135 \cdot 10^{10}$
750	$2.534 \cdot 10^7$	$4.186 \cdot 10^{10}$	$4.189 \cdot 10^{10}$
1000	$1.331 \cdot 10^7$	$4.227 \cdot 10^{10}$	$4.228 \cdot 10^{10}$

Anmerkungen:  
(1)  $BACKC=0.5$ ;  $DFMAX=3$   
(2) X = Kosten von Umsiedlung und Dekontamination  
(3) VKD = verbleibende Kollektivdosis (Person-Sv)  
(4) Kostenminimum

Tabelle 30. Die Ergebnisse für Standard Kosten-Nutzen-Analyse (AF = 0.5) (1)

$\alpha = 10,000$ (DM pro Person-Sv)			
$IL_{AF}$ (mSv)	X (DM) (2)	$\alpha \cdot VKD$ (DM) (3)	$X + \alpha \cdot VKD$ (DM)
10	$8.656 \cdot 10^9$	$2.426 \cdot 10^8$	$8.899 \cdot 10^9$
20	$3.082 \cdot 10^9$	$2.912 \cdot 10^8$	$3.373 \cdot 10^9$
50	$6.028 \cdot 10^8$	$3.469 \cdot 10^8$	$9.497 \cdot 10^8$
100	$2.360 \cdot 10^8$	$3.629 \cdot 10^8$	$5.989 \cdot 10^8$
200	$5.300 \cdot 10^7$	$3.812 \cdot 10^8$	$4.342 \cdot 10^8$
350	$1.824 \cdot 10^7$	$3.878 \cdot 10^8$	$4.060 \cdot 10^8$
500	$8.452 \cdot 10^6$	$3.907 \cdot 10^8$	$3.992 \cdot 10^8$
750	$3.520 \cdot 10^6$	$3.929 \cdot 10^8$	$3.964 \cdot 10^8$
1000	$2.128 \cdot 10^6$	$3.936 \cdot 10^8$	$3.957 \cdot 10^8$ (4)
$\alpha = 50,000$ (DM pro Person-Sv)			
$IL_{AF}$ (mSv)	X (DM)	$\alpha \cdot VKD$ (DM)	$X + \alpha \cdot VKD$ (DM)
10	$8.656 \cdot 10^9$	$1.213 \cdot 10^9$	$9.869 \cdot 10^9$
20	$3.082 \cdot 10^9$	$1.456 \cdot 10^9$	$4.538 \cdot 10^9$
50	$6.028 \cdot 10^8$	$1.735 \cdot 10^9$	$2.338 \cdot 10^9$
100	$2.360 \cdot 10^8$	$1.815 \cdot 10^9$	$2.051 \cdot 10^9$
200	$5.300 \cdot 10^7$	$1.906 \cdot 10^9$	$1.959 \cdot 10^9$
350	$1.824 \cdot 10^7$	$1.939 \cdot 10^9$	$1.957 \cdot 10^9$ (4)
500	$8.452 \cdot 10^6$	$1.954 \cdot 10^9$	$1.962 \cdot 10^9$
750	$3.520 \cdot 10^6$	$1.965 \cdot 10^9$	$1.969 \cdot 10^9$
1000	$2.128 \cdot 10^6$	$1.968 \cdot 10^9$	$1.970 \cdot 10^9$
$\alpha = 100,000$ (DM pro Person-Sv)			
$IL_{AF}$ (mSv)	X (DM)	$\alpha \cdot VKD$ (DM)	$X + \alpha \cdot VKD$ (DM)
10	$8.656 \cdot 10^9$	$2.426 \cdot 10^9$	$1.108 \cdot 10^{10}$
20	$3.082 \cdot 10^9$	$2.912 \cdot 10^9$	$5.994 \cdot 10^9$
50	$6.028 \cdot 10^8$	$3.470 \cdot 10^9$	$4.073 \cdot 10^9$
100	$2.360 \cdot 10^8$	$3.630 \cdot 10^9$	$3.866 \cdot 10^9$
200	$5.300 \cdot 10^7$	$3.812 \cdot 10^9$	$3.865 \cdot 10^9$ (4)
350	$1.824 \cdot 10^7$	$3.878 \cdot 10^9$	$3.896 \cdot 10^9$
500	$8.452 \cdot 10^6$	$3.908 \cdot 10^9$	$3.916 \cdot 10^9$
750	$3.520 \cdot 10^6$	$3.930 \cdot 10^9$	$3.934 \cdot 10^9$
1000	$2.128 \cdot 10^6$	$3.936 \cdot 10^9$	$3.938 \cdot 10^9$
$\alpha = 500,000$ (DM pro Person-Sv)			
$IL_{AF}$ (mSv)	X (DM)	$\alpha \cdot VKD$ (DM)	$X + \alpha \cdot VKD$ (DM)
10	$8.656 \cdot 10^9$	$1.213 \cdot 10^{10}$	$2.079 \cdot 10^{10}$
20	$3.082 \cdot 10^9$	$1.456 \cdot 10^{10}$	$1.764 \cdot 10^{10}$ (4)
50	$6.028 \cdot 10^8$	$1.735 \cdot 10^{10}$	$1.795 \cdot 10^{10}$
100	$2.360 \cdot 10^8$	$1.815 \cdot 10^{10}$	$1.839 \cdot 10^{10}$
200	$5.300 \cdot 10^7$	$1.906 \cdot 10^{10}$	$1.911 \cdot 10^{10}$
350	$1.824 \cdot 10^7$	$1.939 \cdot 10^{10}$	$1.941 \cdot 10^{10}$
500	$8.452 \cdot 10^6$	$1.954 \cdot 10^{10}$	$1.955 \cdot 10^{10}$
750	$3.520 \cdot 10^6$	$1.965 \cdot 10^{10}$	$1.965 \cdot 10^{10}$
1000	$2.128 \cdot 10^6$	$1.968 \cdot 10^{10}$	$1.968 \cdot 10^{10}$
Anmerkungen: (1) $BACKC=0.5$ ; $DFMAX=3$ (2) X = Kosten von Umsiedlung und Dekontamination (3) VKD = verbleibende Kollektivdosis (Person-Sv) (4) Kostenminimum			

Tabelle 31. Die Ergebnisse für Standard Kosten-Nutzen-Analyse (AF = 0.2) (1)

$\alpha = 10,000$ (DM pro Person-Sv)			
$IL_{AF}$ (mSv)	X (DM) (2)	$\alpha \cdot VKD$ (DM) (3)	$X + \alpha \cdot VKD$ (DM)
10	$3.082 \cdot 10^9$	$1.875 \cdot 10^8$	$3.270 \cdot 10^9$
20	$1.144 \cdot 10^9$	$2.041 \cdot 10^8$	$1.348 \cdot 10^9$
50	$2.360 \cdot 10^8$	$2.237 \cdot 10^8$	$4.597 \cdot 10^8$
100	$5.300 \cdot 10^7$	$2.330 \cdot 10^8$	$2.860 \cdot 10^8$
200	$1.331 \cdot 10^7$	$2.370 \cdot 10^8$	$2.503 \cdot 10^8$
350	$4.040 \cdot 10^6$	$2.388 \cdot 10^8$	$2.428 \cdot 10^8$
500	$2.128 \cdot 10^6$	$2.393 \cdot 10^8$	$2.414 \cdot 10^8$
750	$9.176 \cdot 10^5$	$2.397 \cdot 10^8$	$2.406 \cdot 10^8$
1000	$4.594 \cdot 10^5$	$2.400 \cdot 10^8$	$2.405 \cdot 10^8$ (4)
$\alpha = 50,000$ (DM pro Person-Sv)			
$IL_{AF}$ (mSv)	X (DM)	$\alpha \cdot VKD$ (DM)	$X + \alpha \cdot VKD$ (DM)
10	$3.082 \cdot 10^9$	$9.375 \cdot 10^8$	$4.020 \cdot 10^9$
20	$1.144 \cdot 10^9$	$1.021 \cdot 10^9$	$2.165 \cdot 10^9$
50	$2.360 \cdot 10^8$	$1.119 \cdot 10^9$	$1.355 \cdot 10^9$
100	$5.300 \cdot 10^7$	$1.165 \cdot 10^9$	$1.218 \cdot 10^9$
200	$1.331 \cdot 10^7$	$1.185 \cdot 10^9$	$1.198 \cdot 10^9$ (4)
350	$4.040 \cdot 10^6$	$1.194 \cdot 10^9$	$1.198 \cdot 10^9$
500	$2.128 \cdot 10^6$	$1.197 \cdot 10^9$	$1.199 \cdot 10^9$
750	$9.176 \cdot 10^5$	$1.199 \cdot 10^9$	$1.200 \cdot 10^9$
1000	$4.594 \cdot 10^5$	$1.200 \cdot 10^9$	$1.200 \cdot 10^9$
$\alpha = 100,000$ (DM pro Person-Sv)			
$IL_{AF}$ (mSv)	X (DM)	$\alpha \cdot VKD$ (DM)	$X + \alpha \cdot VKD$ (DM)
10	$3.082 \cdot 10^9$	$1.875 \cdot 10^9$	$4.957 \cdot 10^9$
20	$1.144 \cdot 10^9$	$2.042 \cdot 10^9$	$3.186 \cdot 10^9$
50	$2.360 \cdot 10^8$	$2.238 \cdot 10^9$	$2.474 \cdot 10^9$
100	$5.300 \cdot 10^7$	$2.330 \cdot 10^9$	$2.383 \cdot 10^9$ (4)
200	$1.331 \cdot 10^7$	$2.370 \cdot 10^9$	$2.383 \cdot 10^9$
350	$4.040 \cdot 10^6$	$2.388 \cdot 10^9$	$2.392 \cdot 10^9$
500	$2.128 \cdot 10^6$	$2.394 \cdot 10^9$	$2.396 \cdot 10^9$
750	$9.176 \cdot 10^5$	$2.398 \cdot 10^9$	$2.399 \cdot 10^9$
1000	$4.594 \cdot 10^5$	$2.400 \cdot 10^9$	$2.400 \cdot 10^9$
$\alpha = 500,000$ (DM pro Person-Sv)			
$IL_{AF}$ (mSv)	X (DM)	$\alpha \cdot VKD$ (DM)	$X + \alpha \cdot VKD$ (DM)
10	$3.082 \cdot 10^9$	$9.375 \cdot 10^9$	$1.246 \cdot 10^{10}$
20	$1.144 \cdot 10^9$	$1.021 \cdot 10^{10}$	$1.135 \cdot 10^{10}$ (4)
50	$2.360 \cdot 10^8$	$1.119 \cdot 10^{10}$	$1.143 \cdot 10^{10}$
100	$5.300 \cdot 10^7$	$1.165 \cdot 10^{10}$	$1.170 \cdot 10^{10}$
200	$1.331 \cdot 10^7$	$1.185 \cdot 10^{10}$	$1.186 \cdot 10^{10}$
350	$4.040 \cdot 10^6$	$1.194 \cdot 10^{10}$	$1.194 \cdot 10^{10}$
500	$2.128 \cdot 10^6$	$1.197 \cdot 10^{10}$	$1.197 \cdot 10^{10}$
750	$9.176 \cdot 10^5$	$1.199 \cdot 10^{10}$	$1.199 \cdot 10^{10}$
1000	$4.594 \cdot 10^5$	$1.200 \cdot 10^{10}$	$1.200 \cdot 10^{10}$
Anmerkungen: (1) $BACKC=0.5$ ; $DFMAX=3$ (2) X = Kosten von Umsiedlung und Dekontamination (3) VKD = verbleibende Kollektivdosis (Person-Sv) (4) Kostenminimum			

Tabelle 32. Die Ergebnisse für Standard Kosten-Nutzen-Analyse (AF = 0.1) (1)

ID (Sv)	VKD (Person-Sv)	ID (Sv)	VKD (Person-Sv)
0.0000E+00 - 0.1000E-05	0.1798E+00	0.1000E-05 - 0.1468E-05	0.8948E-01
0.1468E-05 - 0.2154E-05	0.1428E+00	0.2154E-05 - 0.3162E-05	0.2845E+00
0.3162E-05 - 0.4642E-05	0.3388E+00	0.4642E-05 - 0.6813E-05	0.6650E+00
0.6813E-05 - 0.1000E-04	0.8325E+00	0.1000E-04 - 0.1468E-04	0.1638E+01
0.1468E-04 - 0.2154E-04	0.2499E+01	0.2154E-04 - 0.3162E-04	0.2582E+01
0.3162E-04 - 0.4642E-04	0.6136E+01	0.4642E-04 - 0.6813E-04	0.9032E+01
0.6813E-04 - 0.1000E-03	0.1141E+02	0.1000E-03 - 0.1468E-03	0.2003E+02
0.1468E-03 - 0.2154E-03	0.3319E+02	0.2154E-03 - 0.3162E-03	0.5060E+02
0.3162E-03 - 0.4642E-03	0.6646E+02	0.4642E-03 - 0.6813E-03	0.8073E+02
0.6813E-03 - 0.1000E-02	0.2105E+03	0.1000E-02 - 0.1468E-02	0.2078E+03
0.1468E-02 - 0.2154E-02	0.2843E+03	0.2154E-02 - 0.3162E-02	0.3975E+03
0.3162E-02 - 0.4642E-02	0.6608E+03	0.4642E-02 - 0.6813E-02	0.1002E+04
0.6813E-02 - 0.1000E-01	0.9192E+03	0.1000E-01 - 0.1468E-01	0.1107E+04
0.1468E-01 - 0.2154E-01	0.2068E+04	0.2154E-01 - 0.3162E-01	0.1726E+04
0.3162E-01 - 0.4642E-01	0.3818E+04	0.4642E-01 - 0.6813E-01	0.3385E+04
0.6813E-01 - 0.1000E+00	0.5342E+04	0.1000E+00 - 0.1468E+00	0.2520E+04
0.1468E+00 - 0.2154E+00	0.8645E+03	0.2154E+00 - 0.3162E+00	0.1703E+03
0.3162E+00 - 0.4642E+00	0.3508E+03	0.4642E+00 - 0.6813E+00	0.1772E+03
0.6813E+00 - 0.1000E+01	0.9031E+02	0.1000E+01 - 0.1468E+01	0.6428E+02
0.1468E+01 - 0.2154E+01	0.8548E+02	0.2154E+01 - 0.3162E+01	0.5501E+02
0.3162E+01 - 0.4642E+01	0.2886E+02	0.4642E+01 - 0.6813E+01	0.1956E+02
0.6813E+01 - 0.1000E+02	0.1985E+02	0.1000E+02 - 0.1468E+02	0.5740E+01
0.1468E+02 - 0.2154E+02	0.2238E+01	0.2154E+02 - 0.3162E+02	0.0000E+00
0.3162E+02 - 0.4642E+02	0.0000E+00	0.4642E+02 - 0.6813E+02	0.0000E+00
<p>Bemerkungen:</p> <p><math>IL_{AF} = 10\text{mSv}</math>, <math>BACKC = 1.0</math>, <math>DFMAX = 3</math>, <math>AF = 0.2</math></p>			

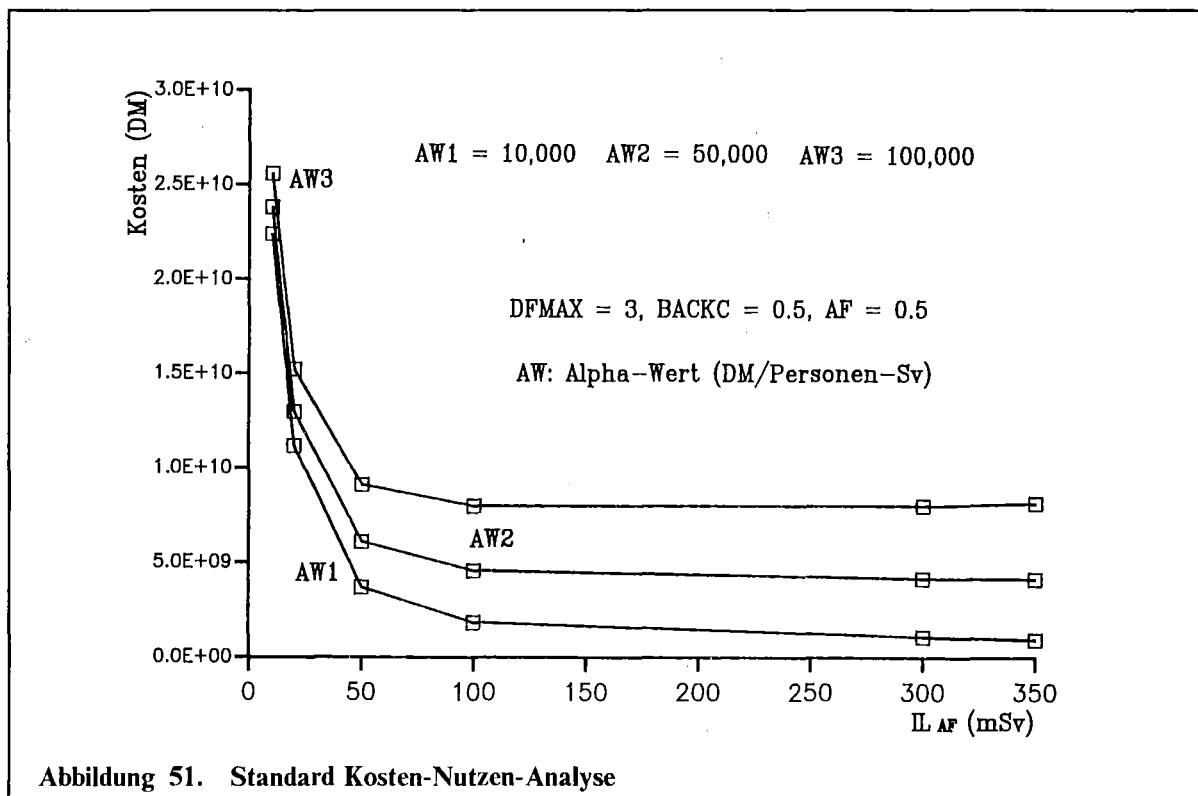
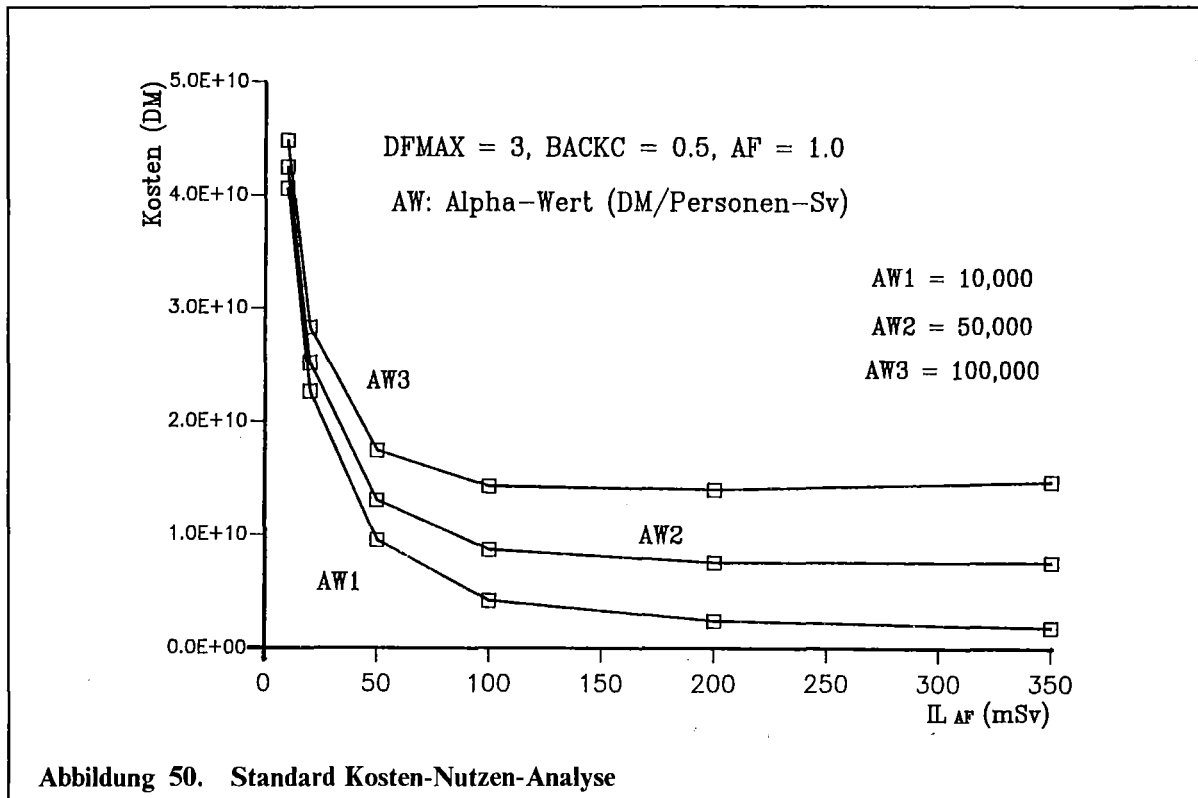
**Tabelle 33. Verbleibende Kollektivdosis als Funktion der Individualdosis**

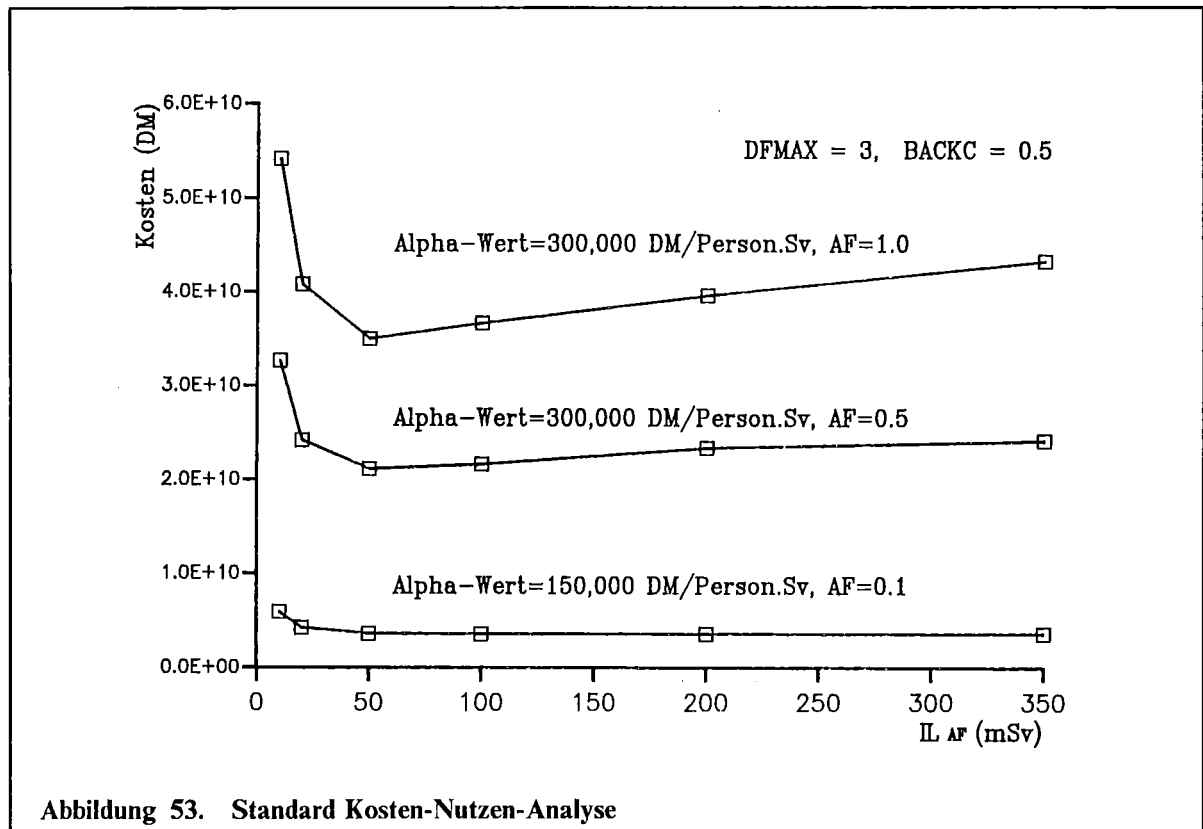
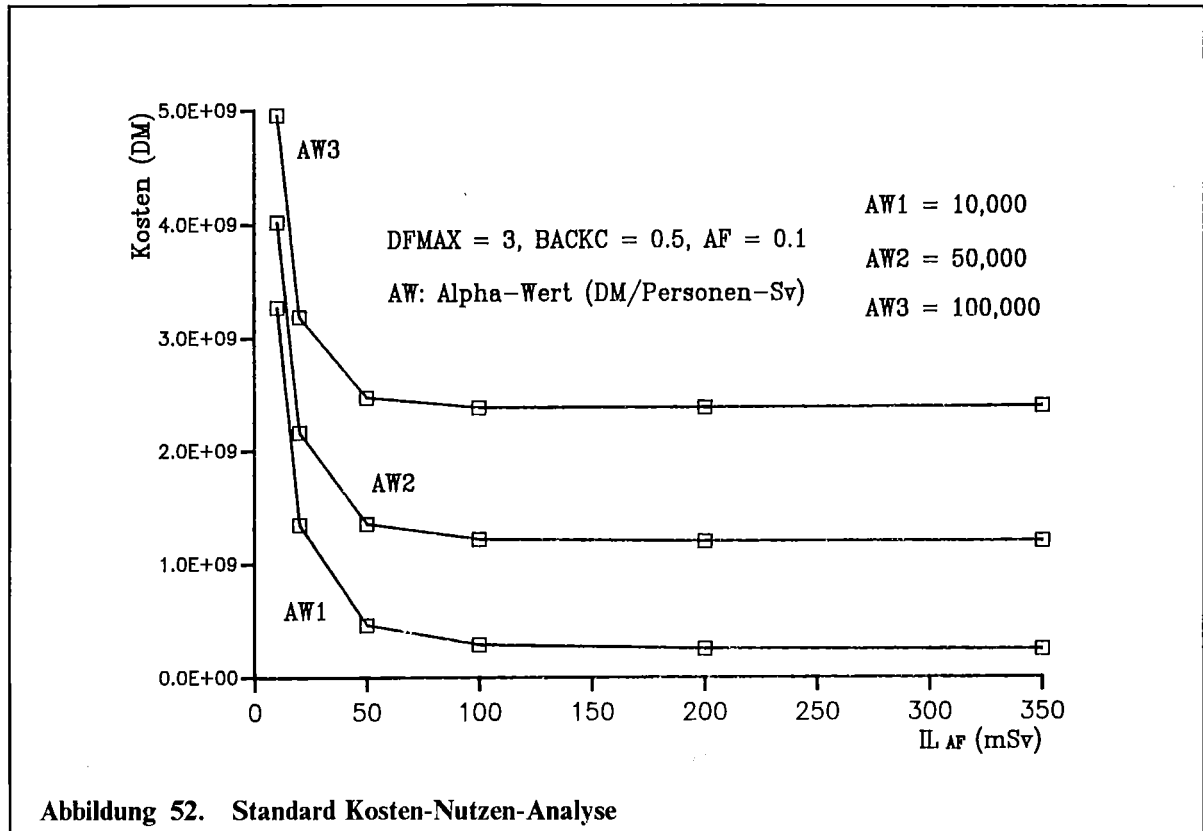
$AF = 1.0$				
$\alpha$ (DM/Person-Sv)	lineare BF (2)		quadratische BF (3)	
	$BF1$	$BF2$	$BF1$	$BF2$
5000	200	100	100	50 - 100
10000	100	50 - 100 (4)	100	50
20000	50 - 100	50	50 - 100	50
30000	50	50	50 - 100	50
$AF = 0.5$				
$\alpha$ (DM/Person-Sv)	lineare BF (2)		quadratische BF (3)	
	$BF1$	$BF2$	$BF1$	$BF2$
5000	100 - 200	100	100	50 - 100
10000	100	50 - 100	100	50
20000	50 - 100	50	50 - 100	50
30000	50 - 100	50	50	20 - 50
$AF = 0.1$				
$\alpha$ (DM/Person-Sv)	lineare BF (2)		quadratische BF (3)	
	$BF1$	$BF2$	$BF1$	$BF2$
5000	100 - 200	100	50 - 100	50
10000	50 - 200	50 - 100	50 - 100	20 - 50
20000	50 - 100	50	50 - 100	20 - 50
30000	50 - 100	20 - 50	20 - 50	10 - 50
<p>Bemerkungen:</p> <p>(1) <math>BACKC=0.5, DFMAX=3</math></p> <p>(2) <math>BF1 = 0.0 + 0.0143 \cdot ID; BF2 = -1.0 + 0.0286 \cdot ID</math></p> <p>(3) <math>BF1 = 0.9 + 0.0000204 \cdot ID^2; BF2 = 0.5 + 0.000102 \cdot ID^2</math></p> <p>(4) Der angegebene Eingreifwertsbereich wird dadurch definiert, daß in dem angegebenen Eingreifwertsbereich der relative Unterschied zwischen den Gesamtkosten bei einem Eingreifwert und dem jeweiligen Kostenminimum niedriger als 10 Prozent ist.</p>				

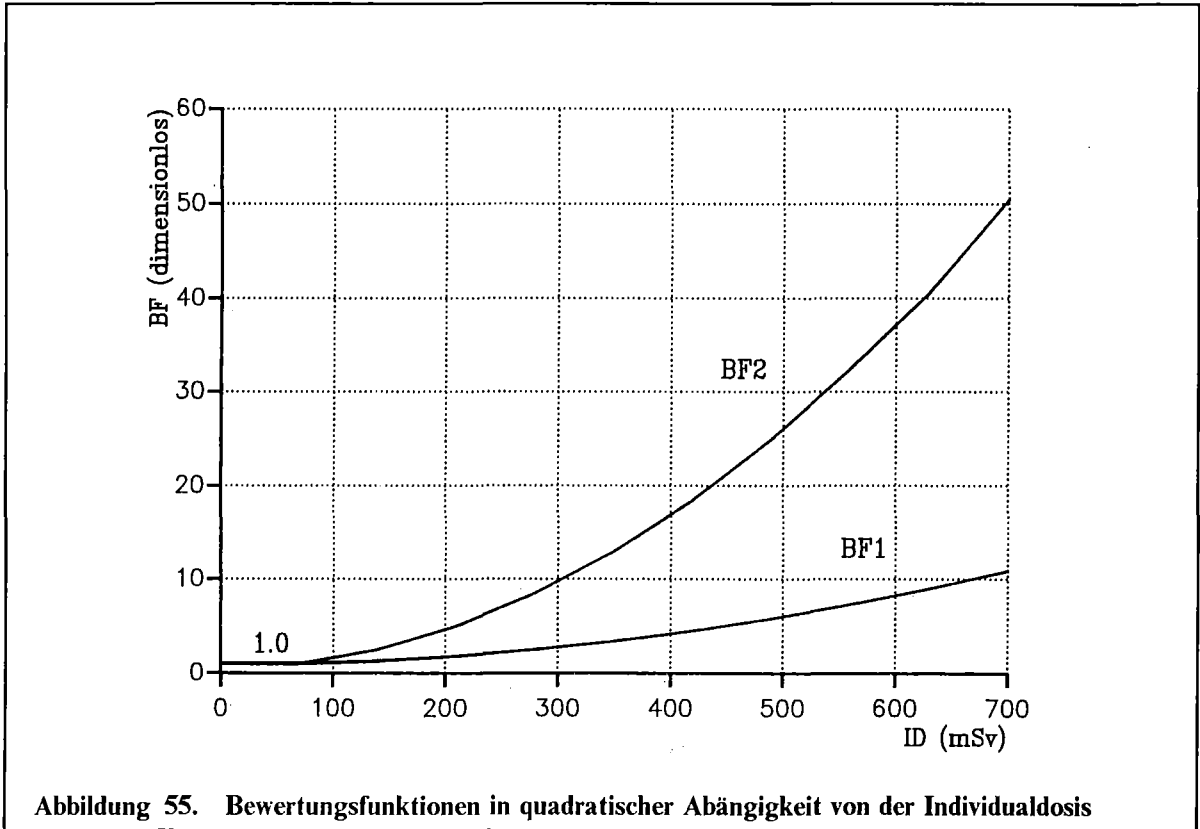
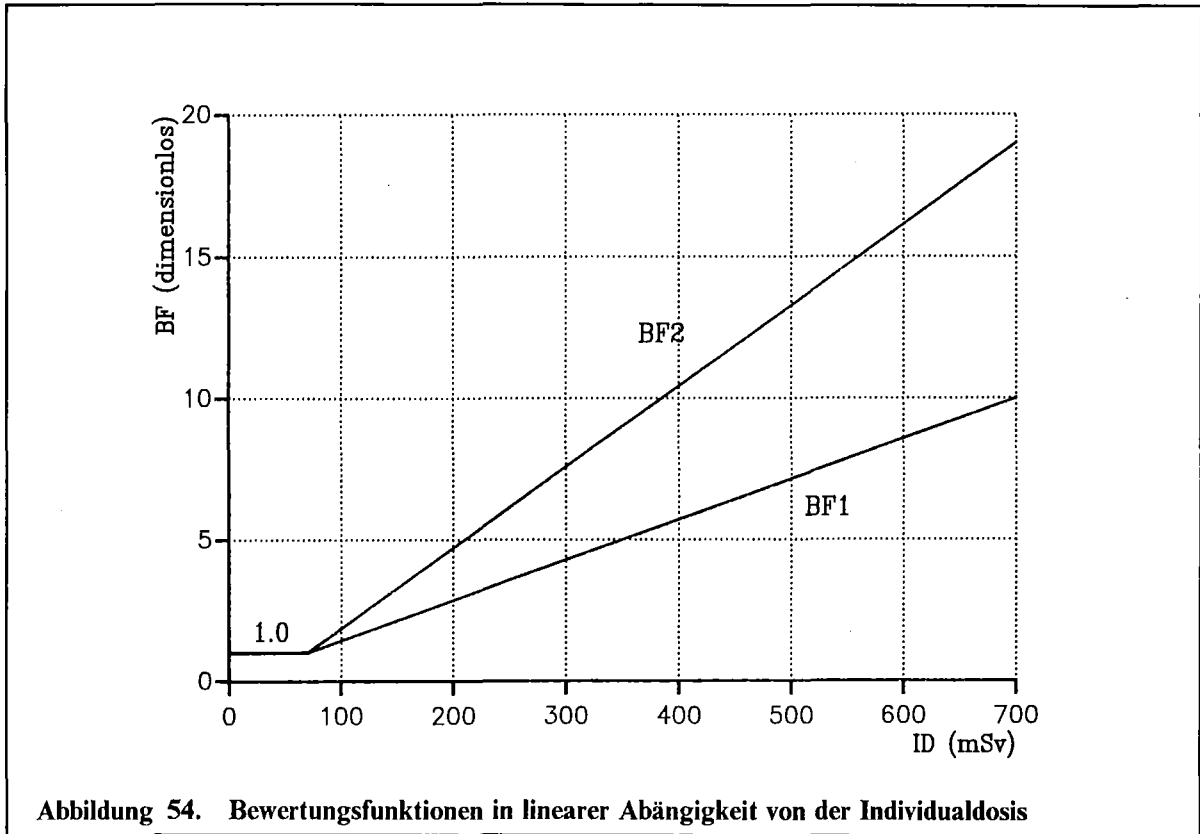
Tabelle 34. Kostenminima in Abhängigkeit von  $\alpha$ - und AF-Werten und Bewertungsfunktionen (1)

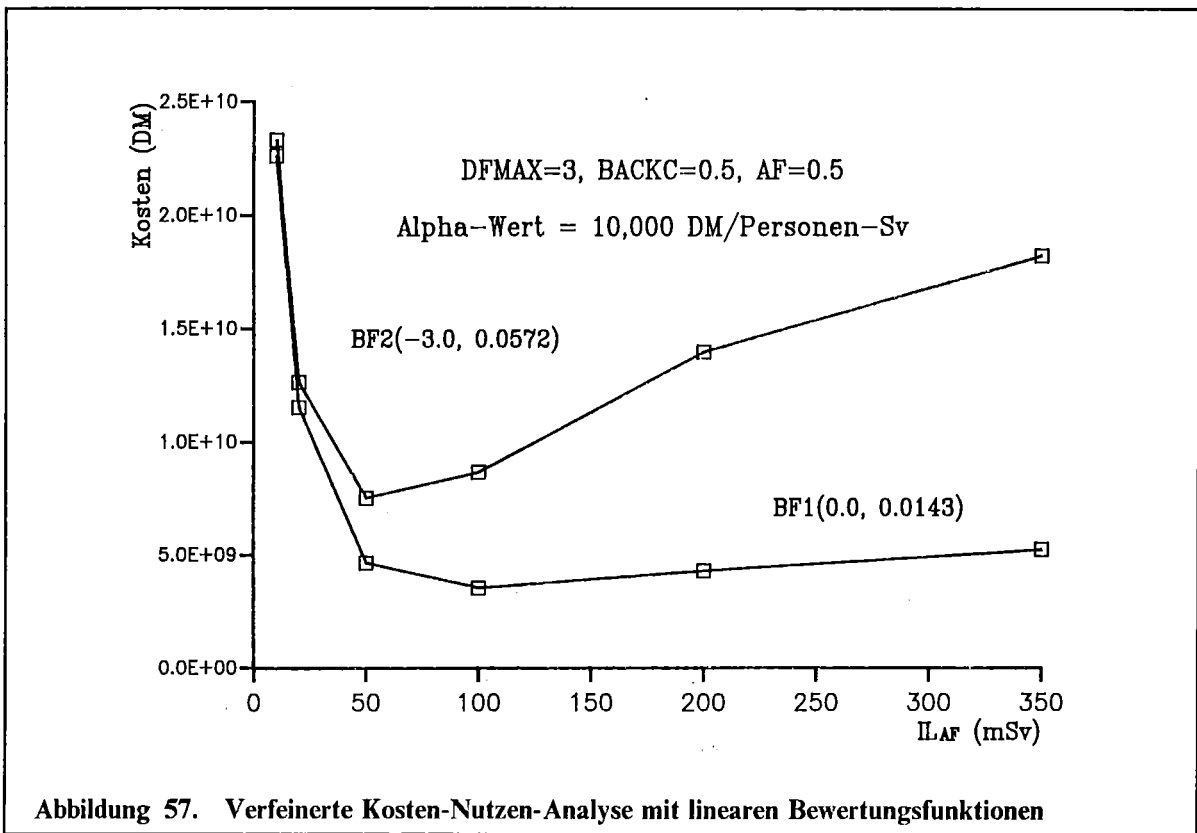
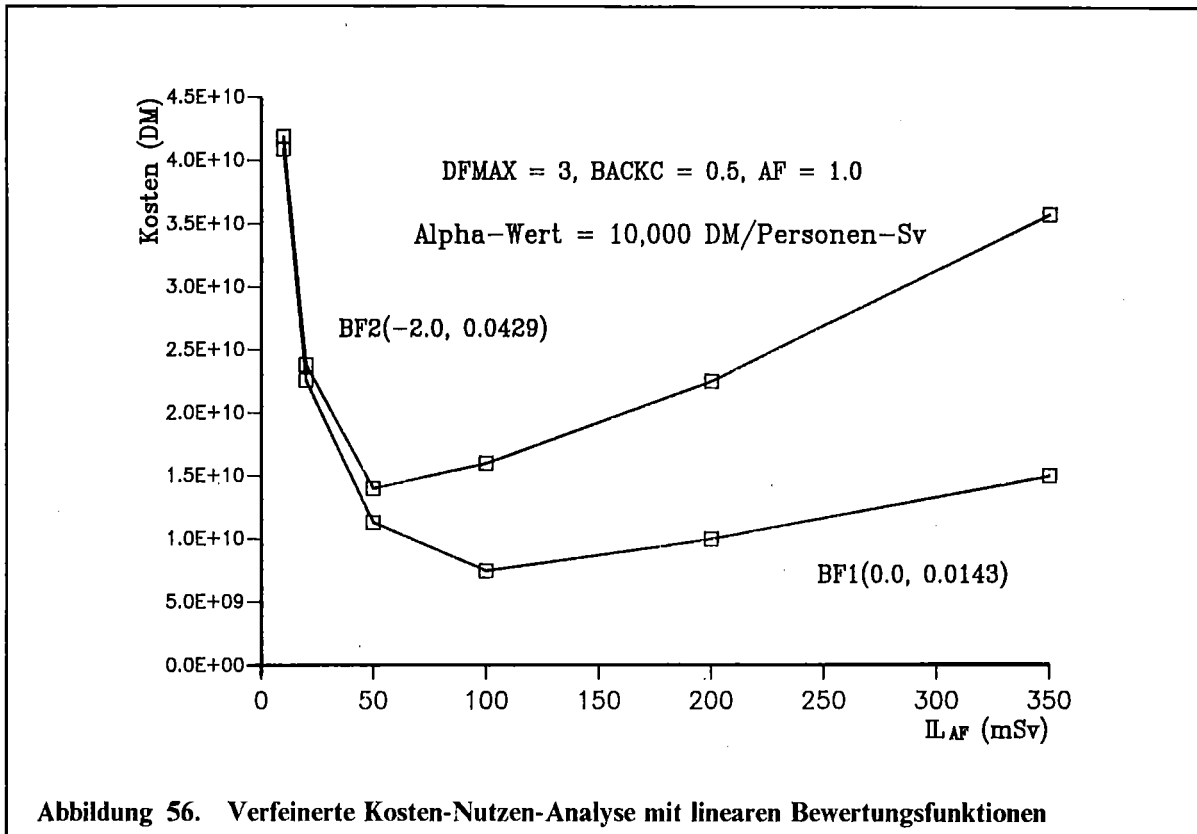


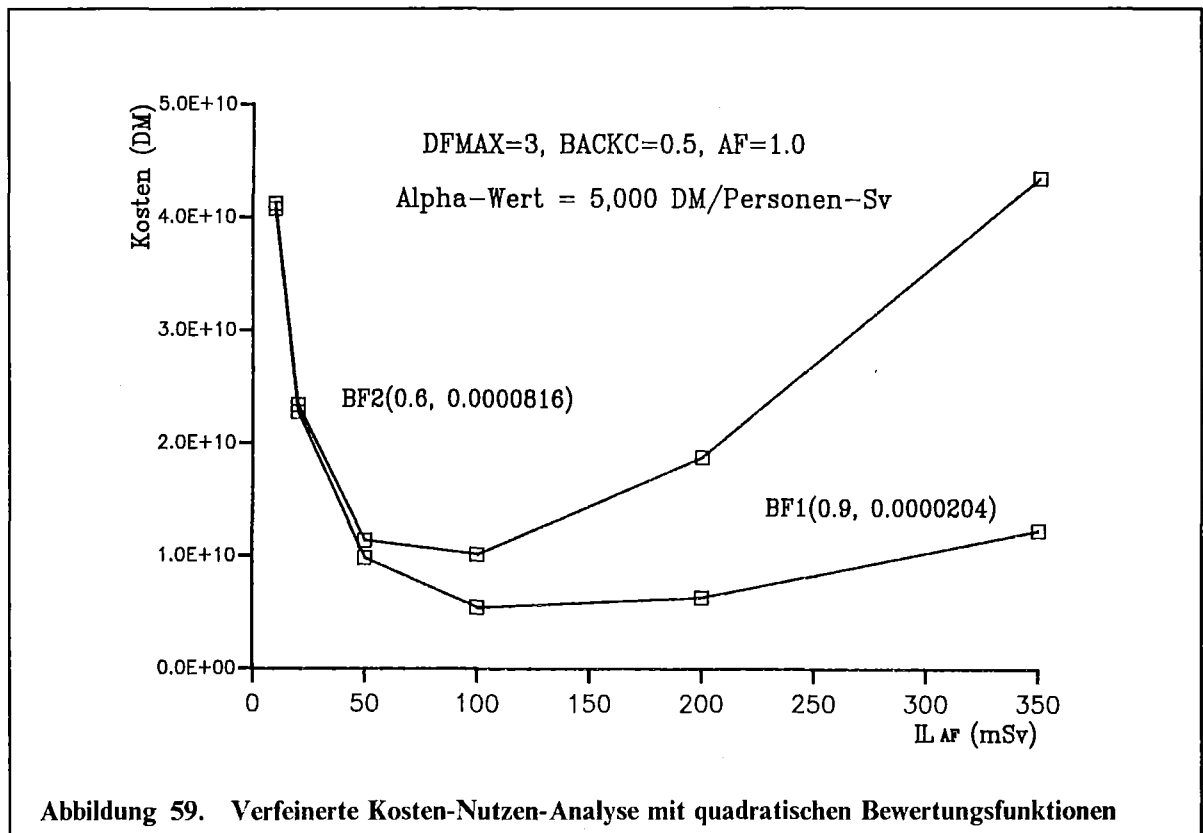
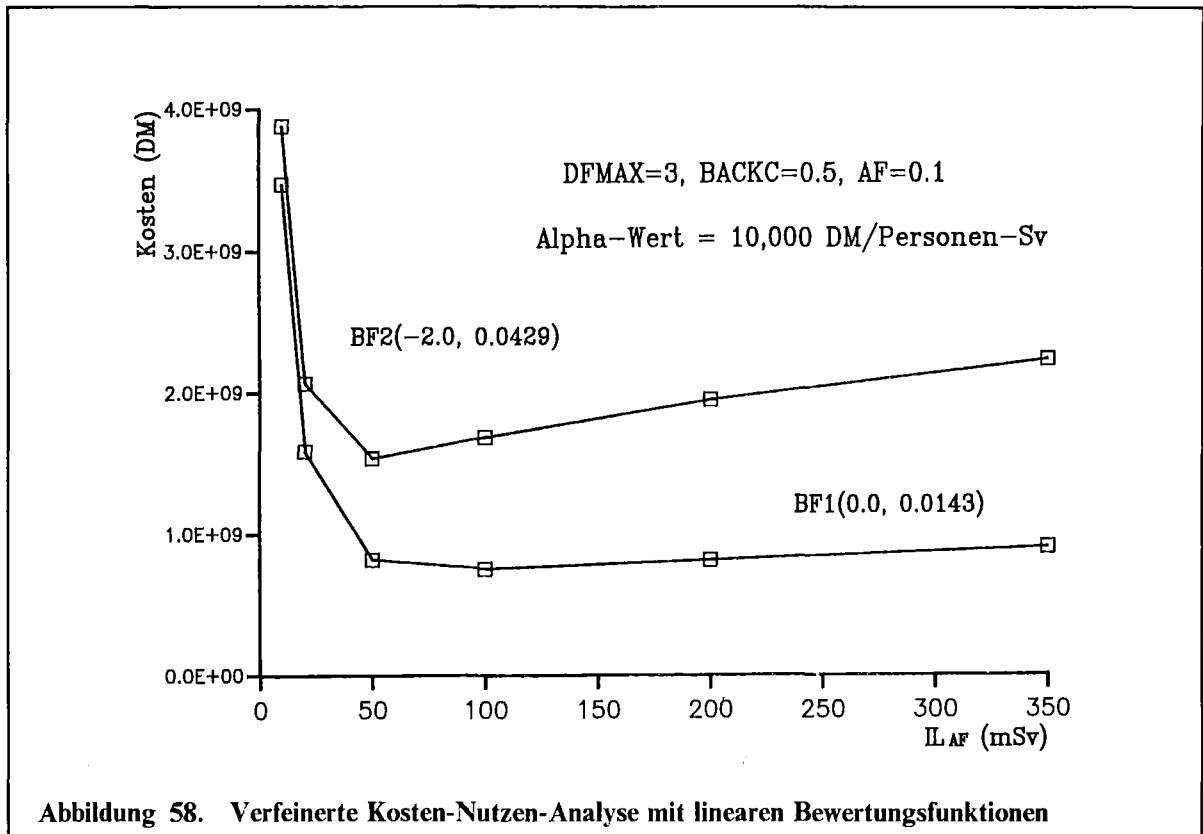
## 6.8 Abbildungen

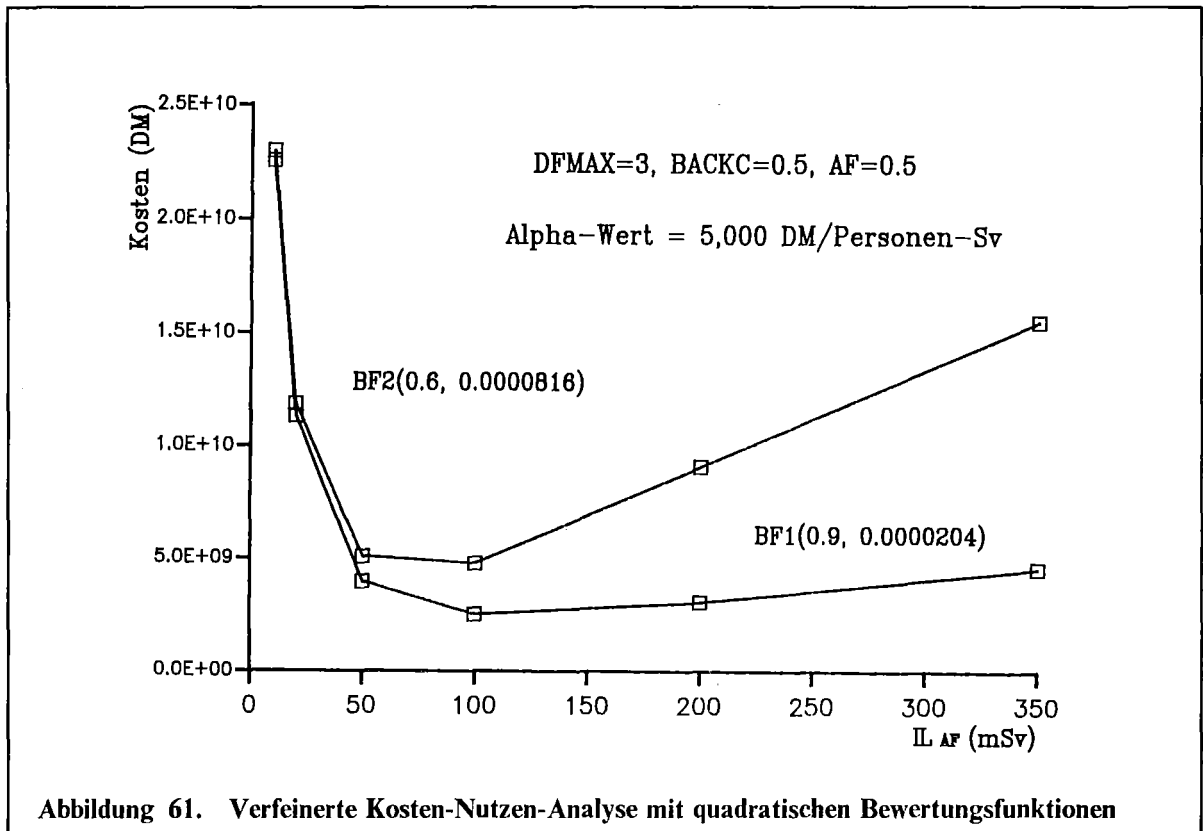
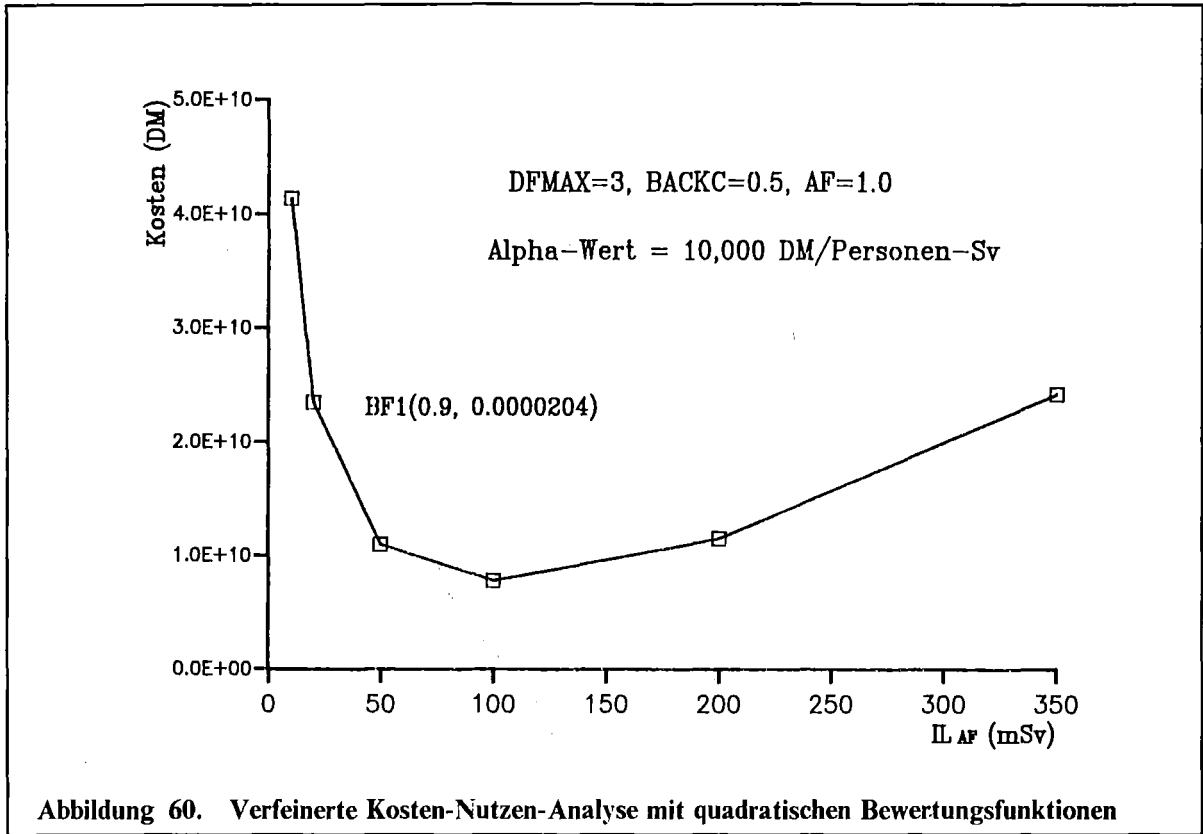


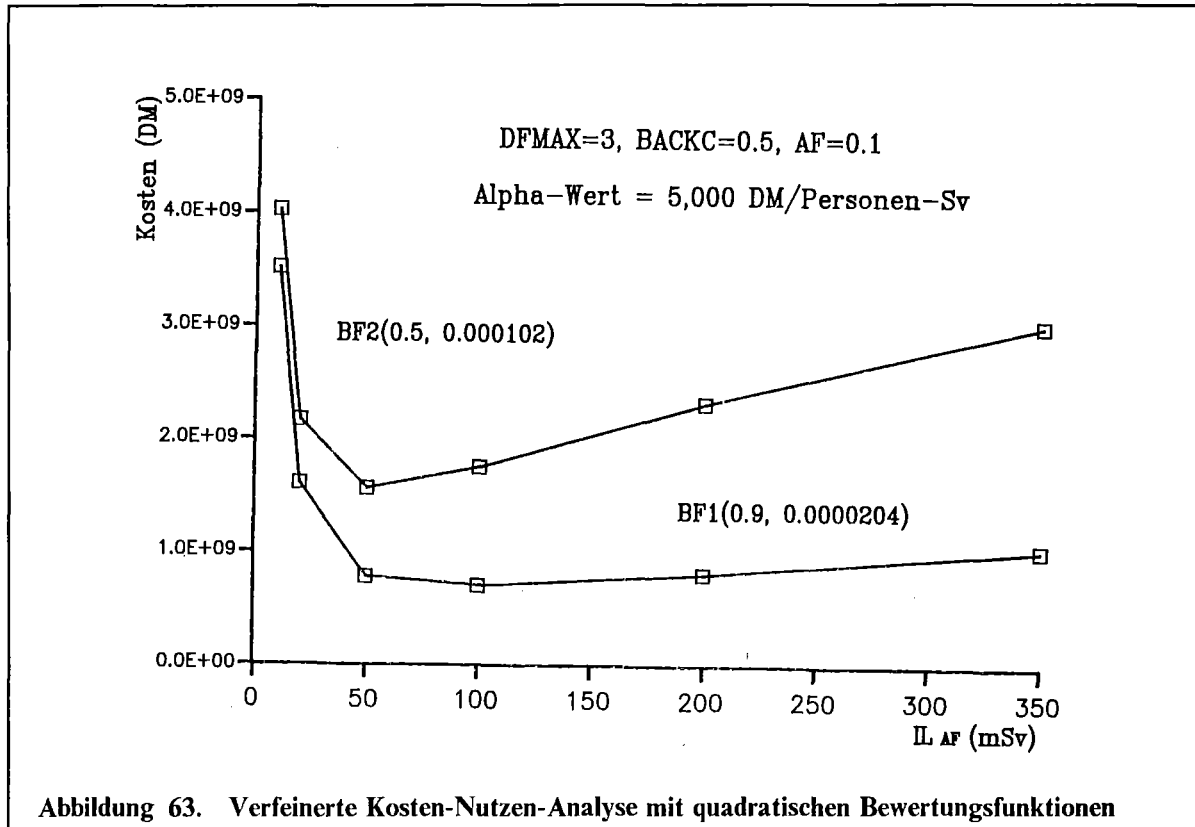
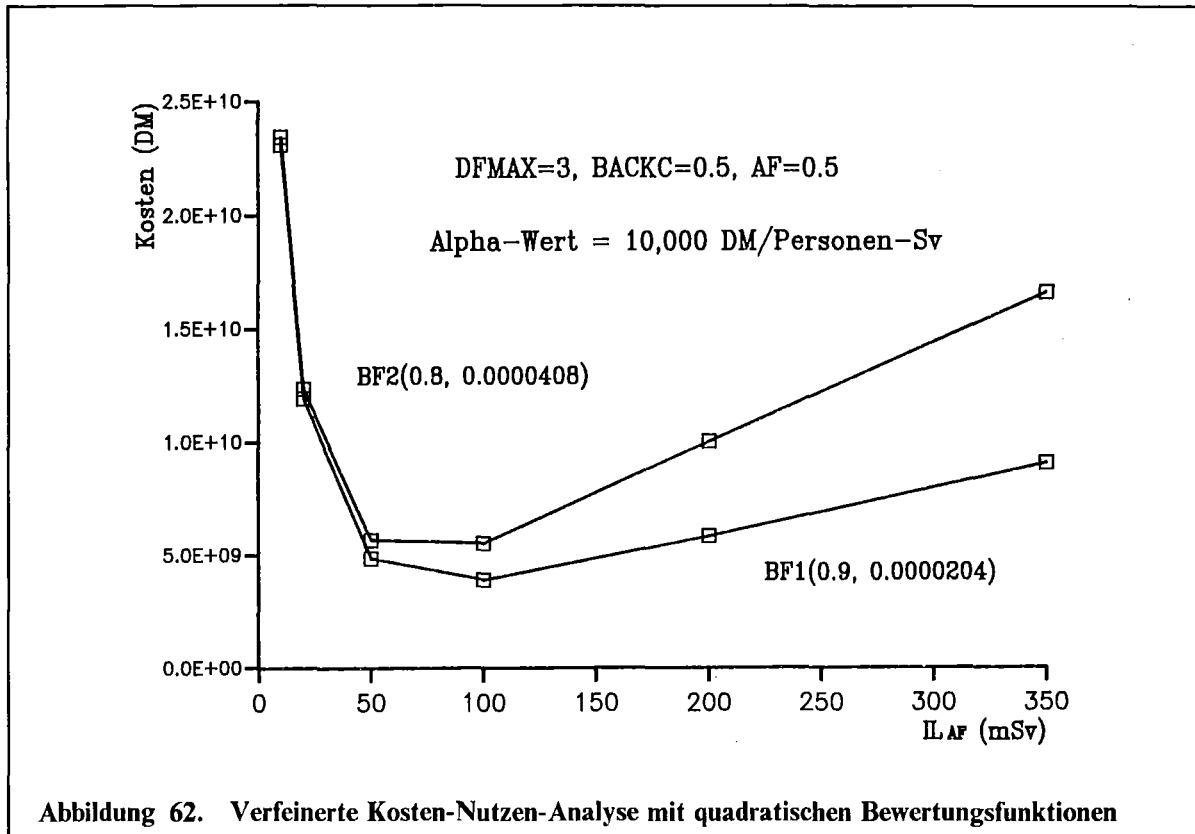












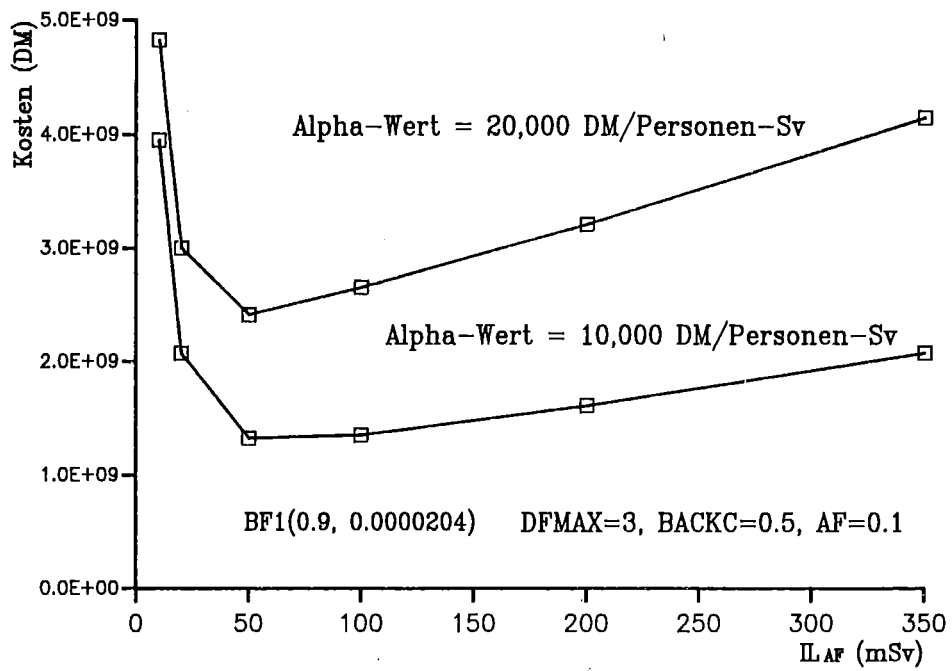


Abbildung 64. Verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse mit quadratischen Bewertungsfunktion



## 7. Zusammenfassung

Bei unfallbedingten radioaktiven Freisetzungen aus kerntechnischen Anlagen ist durch geeignete anlagenexterne Notfallschutzmaßnahmen dafür Sorge zu tragen, daß die Strahlenbelastung der Bevölkerung so gering wie möglich bleibt. Die Wahl von Art und Umfang der Maßnahmen wird im konkreten Fall durch eine Vielzahl von Randbedingungen beeinflusst, von denen ein großer Teil situationsbedingt ist und sich darum Analysen mit allgemeingültigen Aussagen entzieht. Durch Variationsrechnungen mit verschiedenen Schutz- und Gegenmaßnahmenstrategien für eine Vielzahl von Unfallsituationen ist es jedoch möglich, allgemeine Zusammenhänge zwischen grundsätzlichen Einflußgrößen abzuleiten, die die Problemstruktur verdeutlichen und mit deren Hilfe im voraus wesentliche und unbedeutende Parameter separiert werden können.

In der vorliegenden Arbeit wurde mit Hilfe der Methodik probabilistischer Unfallfolgenabschätzungen erstmalig umfassend untersucht, welche Einflußgrößen die Vor- und Nachteile von Umsiedlungsmaßnahmen bestimmen und welche Zusammenhänge signifikant sind. Vor- und Nachteile wurden in Form von (vermiedenen) Individual- und Kollektivdosen sowie betroffenen Flächen und Kosten quantifiziert. Verfahren der Kosten-Nutzen-Analysen wurden auf ihre Eignung untersucht, beide Konsequenzenkomponenten einheitlich zu bewerten und die Ableitung optimaler Eingreifwerte zu ermöglichen. Im Einzelnen wurden folgende Ergebnisse für Freisetzungen aus einem typischen Leichtwasserreaktor (3750 MWth) erzielt:

1. Es wurden obere und untere Quelltermbereiche bestimmt, die bei einem festen vorgegebenen Eingreifwert  $IL$  immer bzw. nicht zu Umsiedlungsmaßnahmen führen. Bei  $IL = 50$  mSv im 1. Jahr nach der Freisetzung liegt die untere Grenze des oberen Bereichs bei Freisetzungsanteilen für Radionuklide der Elemente Caesium bei  $1 \times 10^{-2}$ , elementares Iod bei  $1 \times 10^{-2}$  und Tellur bei  $5 \times 10^{-2}$ . Die entsprechenden oberen Grenzen des unteren Quelltermbereichs liegen für Caesium bei  $3 \times 10^{-5}$ , für elementares Iod bei  $2 \times 10^{-4}$  und für Tellur bei  $1 \times 10^{-4}$ . In den dazwischenliegenden Quelltermbereichen bestimmt das Wettergeschehen die Größe der Umsiedlungsgebiete. Die Perzentilwerte der Umsiedlungsflächen lassen sich für Überschlagsrechnungen mittels der Zahlenwertgleichung

$$F \approx k \cdot \frac{Q}{IL}$$

berechnen, wobei  $Q$  der Freisetzungsanteil in Prozent,  $IL$  der Eingreifwert in mSv und  $k$  ein vom Nuklid und Perzentilwert anhängiger Proportionalitätsfaktor ist. Für Cs-Isotope und die 99%-Perzentilwerte der Umsiedlungsflächen gilt z.B.  $k = 30,000$  [ mSv.km<sup>2</sup> ].

2. Bei anderen Eingreifwerten verändern sich die Grenzen der Quelltermbereiche proportional zur Änderung gegenüber dem bei den Rechnungen unterstellten Eingreifwert von  $IL = 50$  mSv im 1. Jahr nach der Freisetzung durch externe Bodenstrahlung. Wird bei der Dosisberechnung ein mittlerer Abschirmfaktor  $AF$  für Mischaufenthalt berücksichtigt, dann ist der Eingreifwert für Umsiedlung durch  $IL = IL_{AF}/AF$  zu ersetzen.
3. Bei gleichen Freisetzungsteilen von Cs-, I- und Te-Isotopen bestimmt hauptsächlich die Kontamination mit Cs-Isotopen die Größe der Umsiedlungsflächen. Erst wenn die Freisetzungsverhältnisse  $Q(I)/Q(Cs)$  bzw.  $Q(Te)/Q(Cs)$  deutlich größer als 1 sind, ergeben sich größere Umsiedlungsflächen als bei reinen Cs-Freisetzungen. Alle Ergebnisse zeigen eine geringe Abhängigkeit gegenüber Änderungen in der Auswahl von Wetterabläufen, der Freisetzungshöhe und der Freisetzungsdauer.
4. Durch Umsiedlungsmaßnahmen, die erst nach Durchzug der Aktivitätsfahne erfolgen, wird nur der Beitrag der externen Bodenstrahlung (und der internen Bestrahlung durch Inhalation von in die Atemluft resuspendiertem abgelagertem radioaktivem Material) zur Individual- und Kollektivdosis reduziert.
5. Die Kollektivdosis akkumuliert sich hauptsächlich aus einer großen Personenzahl mit niedrigeren Individualdosen. Durch Umsiedlungsmaßnahmen mit Eingreifwerten um 50 mSv (500 mSv) reduziert sich die Kollektivdosis aufgrund der Verringerung der Anzahl von Personen mit Individualdosen oberhalb etwa 1 Sv (10Sv). Diese Angaben beziehen sich auf den 99%-Fraktilwert von Personenzahlen bei einem Abschirmfaktor für Mischaufenthalt von 0.2; bei anderen Abschirmfaktoren verschieben sich die Eingreifwerte proportional, die Individualdosen entsprechend dem Beitrag der Bodenstrahlung.
6. Die quantitativen Zusammenhänge zwischen Eingreifwerten und durch Umsiedlungsmaßnahmen beeinflussbaren Individualdosisbereichen sind weitgehend unabhängig von der Höhe des Quellterms, allerdings beeinflusst die Nuklidzusammensetzung den Beitrag der - nicht vermeidbaren - Inhalationsdosis und Fahnenstrahlung.
7. Die aufgrund von Umsiedlungsmaßnahmen entstehenden Kosten sind stark abhängig vom Eingreifwert für Umsiedlung; wegen des flächenproportionalen Kostenanstiegs wachsen die Kosten zu kleinen Eingreifwerten hin (z.B.  $IL < 100$  mSv) erheblich an.

8. Sowohl die Individualdosis als auch die Kollektivdosis hängen nur schwach vom Eingreifwert für Rücksiedlung ab. Dagegen zeigt sich, daß bei Eingreifwerten für Rücksiedlung, die deutlich niedriger liegen, als diejenigen für Umsiedlung, die Kosten wegen der Verlängerung der Umsiedlungsdauer deutlich ansteigen.
9. Aufgrund der Modellannahme, daß Dekontamination nur eine Maßnahme zur Verkürzung der Umsiedlungsdauer ist, hängen Individual- und Kollektivdosen nur unbedeutend von der Höhe von  $DFMAX$  ab. Wegen der gegenläufigen Kostenbeiträge (Verkürzung der Umsiedlungsdauer und Durchführung der Dekontamination) ergibt sich ein Gesamtkostenminimum bei Dekontaminationsfaktoren von etwa 2-3. Dekontamination mit  $DFMAX \approx 5$  führt zu ähnlichen Kosten wie  $DFMAX = 1$  (keine Dekontamination), höhere Dekontaminationsfaktoren verursachen einen weiteren Kostenanstieg und sind darum vom Standpunkt der rein monetären Beurteilung nicht sinnvoll. Diese Ergebnisse sollten allerdings wegen der sehr einfachen Modellierung nur als Tendaussage verstanden werden.
10. Sämtliche beschriebenen Zusammenhänge konnten durch einfache mathematische Funktionen erklärt werden, die auf der Annahme eines langlebigen Nuklids (Cs-137) abgeleitet wurden. Teilweise wurde auch quantitativ eine gute Übereinstimmung erzielt.
11. Die Standard Kosten-Nutzen-Analyse ist wenig geeignet, Eingreifwerte für Umsiedlungsmaßnahmen festzulegen. Hauptgrund dafür ist, daß die Kollektivdosis - und über den Proportionalitätsfaktor  $\alpha$  auch ihr Geldwert - nur relativ schwach von den Eingreifwerten abhängt; zwar sind bei rein monetärer Beurteilung sehr niedrige Eingreifwerte ( $IL \leq 50$  mSv) wegen des starken Anwachsens der Umsiedlungskosten auszuschließen, ein Kostenminimum läßt sich jedoch nicht oder nur sehr ungenau ermitteln. Zwar wachsen die Individualdosen mit höheren Eingreifwerten stark an, ihr Beitrag zur vermiedenen Kollektivdosis insgesamt ist jedoch wegen der geringen Anzahl betroffener Personen klein. Nur sehr hohe  $\alpha$ -Werte ( $> 150,000$  DM/Person.Sv) erzwingen eine derart starke Bewertung der Kollektivdosen, daß sich signifikant ein Bereich günstiger Eingreifwerte ergibt.
12. Die verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse, bei der der Geldwert der Kollektivdosis von der Höhe der beitragenden Individualdosis abhängt, ist als einsatzfähige Methodik zu betrachten, mit deren Hilfe Eingreifwerte für Umsiedlungsmaßnahmen durch Kostenminimierung ableitbar sind. Gleichzeitig verknüpft sie die Grundprinzipien zur Vermeidung stochastischer Gesundheitsrisiken nach ICRP 40 (Individual- und Kollektivdosisreduzierung).

13. Die stärkere Wichtung hoher Individualdosen führt sowohl bei linearer als auch quadratischer Abhängigkeit der Bewertungsfunktion zu Kostenminima bei Eingreifwerten für Umsiedlung im Bereich von etwa  $IL_{AF} = 50-100$  mSv. Höhere Eingreifwerte würden sich nur bei deutlich höheren spezifischen Umsiedlungskosten ergeben. Deutlich niedrigere Eingreifwerte sind wegen des starken Kostenanstiegs nicht ableitbar. Damit werden die derzeitigen international verwendeten unteren Richtwerte bestätigt.
14. Die Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Analysen sind nahezu unabhängig von den anzuwendenden Abschirmfaktoren für Mischaufenthalt. Zwar nehmen die Gesamtkosten mit kleiner werdenden Abschirmfaktoren ab; da jedoch die Umsiedlungsflächen als auch die Kollektivdosis etwa in gleicher Weise reduziert werden, bleiben die günstigsten Eingreifwerte für Umsiedlung unverändert.
15. Aus den gleichen Gründen sind die Ergebnisse der verfeinerten Kosten-Nutzen-Analyse weitgehend unabhängig vom Quellterm; nur die Nuklidzusammensetzung kann wegen des unterschiedlichen Beitrags der Fahnenstrahlung zu den Individual- und Kollektivdosen zu Verschiebungen des Kostenminimums in Abhängigkeit vom Eingreifwert führen.
16. Die verfeinerte Kosten-Nutzen-Analyse ist geeignet, über die rein monetäre Betrachtungsweise hinaus durch Modifikation von Bewertungsfunktionen subjektive Beurteilungen - wie z.B. sozio-politische Aspekte oder Präferenzen und Wichtungen aufgrund von Akzeptanzüberlegungen - mit einzubeziehen. Sie bietet somit in gewissem Umfang die Möglichkeit, die rein materielle Entscheidungsbasis der Standard Kosten-Nutzen-Analyse zu überwinden.