



KFA

KERNFORSCHUNGSANLAGE JÜLICH

GESELLSCHAFT MIT BESCHRÄNKTER HAFTUNG

Lehrstuhl für Reaktortechnik der RWTH Aachen

Institut für Reaktorentwicklung

**Zukünftige radioaktive Umweltbelastung
in der Bundesrepublik Deutschland
durch Radionuklide aus kerntechnischen
Anlagen im Normalbetrieb**

1. Bericht

von

H. Bonka, R. Bieselt, D. Brenk, K. Brüssermann,
J. Darvas, M. Laser, H. Schnez, G. Schwarz,
K. J. Vogt und P. Winske

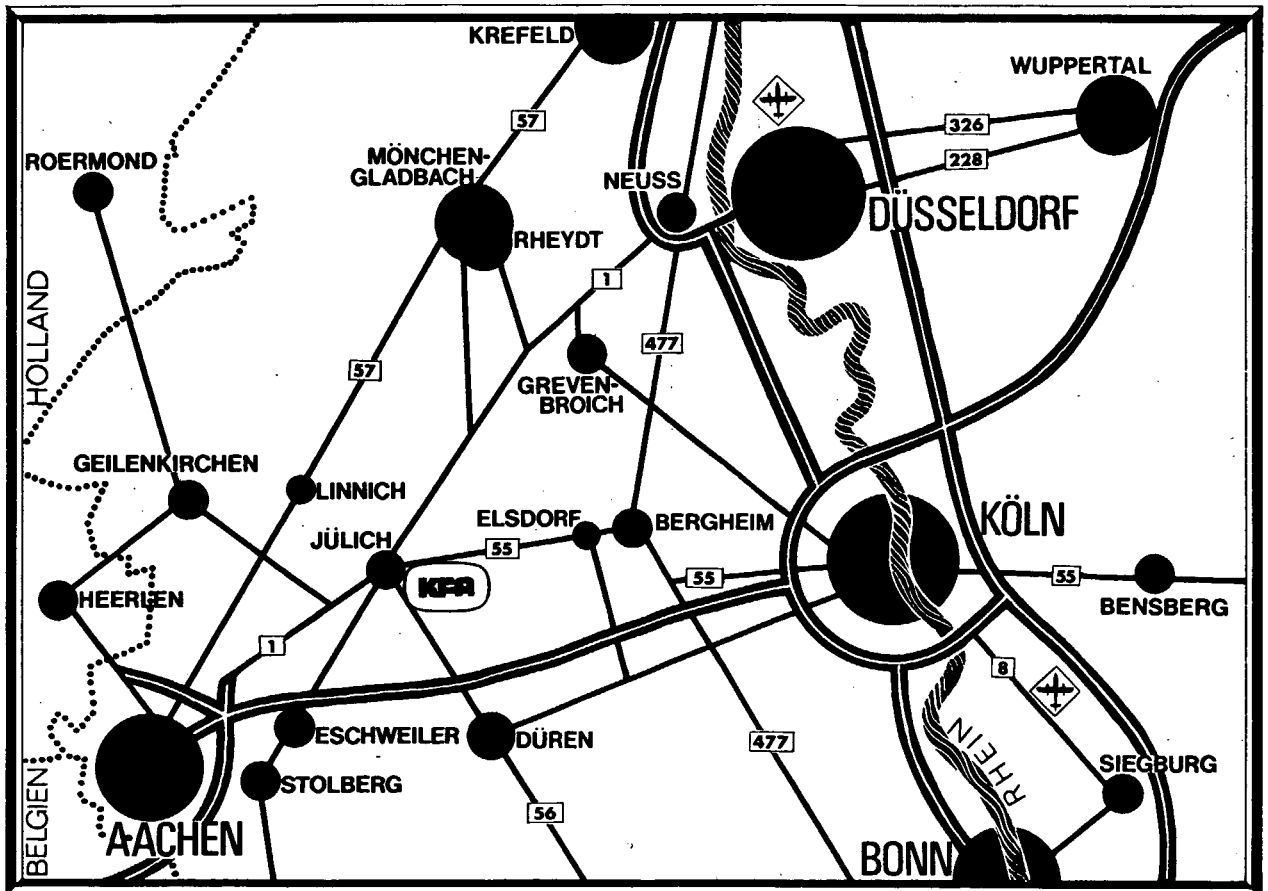
gefördert vom Bundesministerium des Innern

in Zusammenarbeit mit
Zentralabteilung Strahlenschutz der KFA Jülich
Institut für Chemische Technologie der KFA Jülich
Institut für Elektrische Anlagen und Energiewirtschaft,
Lehrauftrag Leistungsreaktoren, RWTH Aachen

Jül - 1220

Juli 1975

Als Manuskript gedruckt



Berichte der Kernforschungsanlage Jülich - Nr. 1220

Institut für Reaktorentwicklung Jül - 1220

- | | |
|-----------------------------------|------------------------------|
| Dok.: Environmental Radioactivity | - Germany (Federal Republic) |
| Nuclear Power Plants | - Environmental Pollution |
| H-3 | - Environmental Pollution |
| Kr-85 | - Environmental Pollution |
| Xe-133 | - Environmental Pollution |
| I-129 | - Environmental Pollution |
| I-131 | - Environmental Pollution |
| Nuclear Reprocessing plants | - Environmental Pollution |

Im Tausch zu beziehen durch: ZENTRALBIBLIOTHEK der Kernforschungsanlage Jülich GmbH,
Jülich, Bundesrepublik Deutschland

Zukünftige radioaktive Umweltbelastung in der Bundesrepublik Deutschland durch Radionuklide aus kerntechnischen Anlagen im Normalbetrieb

1. Bericht

Projektleiter:

Dr. rer. nat. H. Bonka

Leiter des Lehrstuhls:

Prof. Dr. rer. nat. R. Schulten

Bearbeiter:

Dr. rer. nat. H. Bonka

Dr.-Ing. R. Biesel**

Dipl.-Ing. D. Brenk**

Dipl.-Ing. K. Brüssermann

Dr. rer. nat. J. Darvas⁺

Dr. rer. nat. M. Laser*

Dipl.-Ing. H. Schnez*

Dipl.-Ing. G. Schwarz

Dr.-Ing. K. J. Vogt**

Dipl.-Ing. P. Winske**

Diese Studie entstand im Rahmen einer Zusammenarbeit des Lehrstuhls für Reaktortechnik der Rhein.-Westf. Technischen Hochschule Aachen mit

+ Institut für Reaktorentwicklung der KFA Jülich

++ Zentralabteilung Strahlenschutz der KFA Jülich

* Institut für Chemische Technologie der KFA Jülich

** Institut für Elektrische Anlagen und Energiewirtschaft,
Lehrauftrag Leistungsreaktoren, RWTH Aachen

Die Studie wurde vom Bundesministerium des Innern
unter dem Kennzeichen St. Sch. 600 gefördert.

FUTURE RADIOACTIVE ENVIRONMENTAL POLLUTION IN THE
FEDERAL REPUBLIC OF GERMANY BY RADIONUCLIDES
FROM NUCLEAR POWER PLANTS IN NORMAL OPERATION

ABSTRACT

Based on important gaseous and liquid radioactive effluents, mainly H 3, Kr 85, I 129, I 131 and Xe 133, from modern nuclear power plants and corresponding reprocessing plants and a prediction of the nuclear power plant capacity expansion over a period of approximately 100 years the future radiation exposure is examined. In the studies the local and regional radiation exposure due to waste air as well as the potential radiation exposure due to liquid effluents into running waters and their use for drinking water purposes are involved. The global effects are dealt with. The results are compared to the variation of the natural radiation exposure of the population in the Federal Republic of Germany. There is evidence, that the future additional radiation dose will be within the limits of the fluctuation of the natural radiation exposure if it is possible to retain the nuclides H 3 and Kr 85 at a rate of about 90 % to 99 % and iodine at a rate of about 99 % to 99.8 % in the first great reprocessing plants.

ZUKÜNFTIGE RADIOAKTIVE UMWELTBELASTUNG IN DER
BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND DURCH RADIONUKLIDE
AUS KERNTÉCHNISCHEN ANLAGEN IM NORMALBETRIEB

KURZFASSUNG

Ausgehend von den Freisetzungsraten wichtiger Radionuklide, im wesentlichen H 3, Kr 85, J 129, J 131 und Xe 133 aus modernen Kernkraftwerken und entsprechend ausgelegten Wiederaufarbeitungsanlagen sowie einer Prognose über den Kernkraftwerkszubau in den nächsten 100 Jahren werden die daraus folgenden Strahlenbelastungen in der Zukunft untersucht. Die Betrachtungen erstrecken sich sowohl auf die Strahlenbelastungen durch die Abluft im lokalen und regionalen Bereich als auch auf die möglichen Strahlenbelastungen durch wäßrige Einleitungen in Flüsse und deren Nutzung zu Trinkwasser. Auf die globalen Auswirkungen wird eingegangen. Die Ergebnisse werden mit der unterschiedlichen natürlichen Strahlenbelastung der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland verglichen. Es zeigt sich, daß in der Zukunft die zusätzlichen Strahlenbelastungen durch den Normalbetrieb kerntechnischer Anlagen innerhalb der Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenbelastung bleiben, wenn schon bei den ersten großen Wiederaufarbeitungsanlagen H 3 und Kr 85 zu etwa 90 bis 99 % und Jod zu etwa 99 bis 99,8 % zurückgehalten werden.

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
1. VORWORT	1
2. EINLEITUNG	5
3. LANGFRISTIGE PROGNOSE DER KRAFTWERKSZUBAULEISTUNG IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND UND DER WELT	8
3.1 Prognose des Verbrauchs an elektrischer Energie und an Prozeßwärme in der Bundesrepublik Deutschland	9
3.1.1 Prognose des gesamten Primärenergie- bedarfs und des Verbrauchs an elek- trischer Energie	10
3.1.2 Prognose der Deckung des Primärenergie- bedarfs	12
3.1.2.1 Das Erdöl	13
3.1.2.2 Das Erdgas	15
3.1.2.3 Die Kohle	15
3.1.2.4 Die Wasserkraft	16
3.1.2.5 Die Kernenergie	17
3.1.3 Prognose des durch Kernenergie zu decken- den Prozeßwärmebedarfs	18
3.1.4 Prognose des regionalen Verbrauchs an elektrischer Energie	19
3.2 Prognose der Kraftwerkszubauleistung in der Bundesrepublik Deutschland	20
3.3 Prognose des gesamten und elektrischen Energieverbrauchs sowie des Prozeß- wärmebedarfs in der Welt	26
3.3.1 Abschätzung der Bevölkerungsentwicklung in der Welt	26
3.3.2 Prognose des gesamten Primärenergiebedarfs und des Verbrauchs an elektrischer Energie	29
3.4 Prognose der Deckung des Primärenergie- bedarfs und der Kraftwerkszubauleistung in der Welt	31
4. MÖGLICHE STANDORTE VON KERNKRAFTWERKEN UND WIEDER- AUFARBEITUNGSANLAGEN IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND	33
4.1 Mögliche Standorte von Kernkraftwerken	33
4.1.1 Kernkraftwerksstandorte im Referenzfall	35
4.1.2 Kernkraftwerksstandorte im Fall der Errichtung von Nuklearparks	39
4.2 Standorte für Wiederaufarbeitungsanlagen	41
4.2.1 Allgemeine Kriterien	41
4.2.2 Festlegung der Standorte für Wieder- aufarbeitungsanlagen	43

	Seite
5. FREISETZUNG DER BETRACHTETEN RADIONUKLIDE AUS KERNKRAFTWERKEN UND WIEDERAUFARBEITUNGSANLAGEN IM NORMALBETRIEB	47
5.1 Produktionsraten in Spaltungsreaktoren	47
5.2 Freisetzung der betrachteten Radionuklide aus Kernkraftwerken mit Spaltungsreaktoren im Normalbetrieb	49
5.2.1 Die Freisetzung über die Abluft	50
5.2.1.1 Quellen der radioaktiven Abluftemissionen in Kernkraftwerken	50
5.2.1.2 Berechnungsmodelle für die Freisetzung von Radionukliden aus dem Brennelement	51
5.2.1.3 Die Freisetzung von Aktivitäten über die Abluft eines Siedewasserreaktors	54
5.2.1.4 Die Freisetzung von Aktivitäten über die Abluft eines Druckwasserreaktors	58
5.2.1.5 Die Freisetzung von Aktivitäten über die Abluft eines Schnellen Brutreaktors	61
5.2.1.6 Die Freisetzung von Aktivitäten über die Abluft eines Hochtemperaturreaktors	64
5.2.2 Die Freisetzung über das Abwasser	67
5.2.2.1 Die Ursachen der radioaktiven Abwasserkontamination	67
5.2.2.2 Behandlung von radioaktiven Abwässern in Kernkraftwerken	68
5.2.2.3 Die Freisetzung von Aktivitäten mit dem Abwasser eines Siedewasserreaktors	69
5.2.2.4 Die Freisetzung von Aktivitäten mit dem Abwasser eines Druckwasserreaktors	70
5.2.2.5 Die Freisetzung von Aktivitäten mit dem Abwasser eines Schnellen Brutreaktors	71
5.2.2.6 Die Freisetzung von Aktivitäten mit dem Abwasser eines Hochtemperaturreaktors	73
5.2.3 Zusammenfassung der Ergebnisse	74
5.3 Freisetzungsraten der betrachteten Radionuklide aus Wiederaufarbeitungsanlagen	76
5.3.1 Freisetzungsraten aus Wiederaufarbeitungsanlagen mit der Abluft	76
5.3.1.1 Freisetzungsraten nach heutigem Stand der Technik	76
5.3.1.2 Emissionswege für flüchtige Spaltprodukte	78
5.3.1.3 Abtrennverfahren für flüchtige Spaltprodukte	87
5.3.1.4 Kosten für die Abtrennung der flüchtigen Spaltprodukte	95

	Seite	
5.3.2	Freisetzungsraten aus Wiederaufarbeitungsanlagen mit dem Abwasser	96
5.4	Freisetzung aus Kernkraftwerken mit Fusionsreaktoren	97
5.4.1	Aufbau eines Fusionsreaktors	97
5.4.2	Freisetzung von Tritium aus Kernkraftwerken mit Fusionsreaktor	98
5.4.2.1	Freisetzung mit der Abluft	99
5.4.2.2	Freisetzung mit dem Abwasser	100
6.	DIE ZUKÜNFTIGE STRAHLENBELASTUNG IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND	102
6.1	Die lokale und regionale Strahlenbelastung über den Luftpfad (Erstbelastung)	102
6.1.1	Methoden zur Berechnung der Strahlenbelastung über den Luftpfad	103
6.1.2	Ausbreitungsmeteorologische Grundlagen	110
6.1.2.1	Kriterien zur Einteilung der Bundesrepublik Deutschland in meteorologische Standortklassen	111
6.1.2.2	Basisstandortklassen	113
6.1.2.3	Bereichsstandortklassen	114
6.1.2.4	Der Langzeitausbreitungsfaktor für den lokalen und regionalen Ausbreitungsbereich	116
6.1.2.5	Fehlerabschätzung bei Verwendung der Langzeitausbreitungsfaktoren für die einzelnen Bereichsstandortklassen	119
6.1.3	Dosiskonstanten zur Berechnung der Strahlenbelastung	128
6.1.3.1	Grundlagen zur Berechnung der Dosiskonstanten	129
6.1.3.1.1	Submersionsdosiskonstanten	129
6.1.3.1.2	Inhalationsdosiskonstanten	131
6.1.3.1.3	Ingestionsdosiskonstanten	133
6.1.3.2	Berechnete Dosiskonstanten	134
6.1.4	Strahlenbelastung in der Umgebung von Einzelanlagen	134
6.1.5	Die Strahlenbelastung durch mehrere Anlagen	139
6.1.5.1	Aufbau des erstellten Rechenprogramms	135
6.1.5.1.1	Grundlagen des Programmaufbaues	135
6.1.5.1.2	Größen zur Beschreibung der Umgebungsbelastung	142
6.1.5.1.3	Standorte der kerntechnischen Anlagen und ihre Emissionen	144
6.1.5.2	Ergebnisse	144

	Seite	
6.1.5.2.1	Gesamtkörperbelastung durch H 3, Kr 85 u. Xe 133	145
6.1.5.2.2	Hautbelastung durch Kr 85, Xe 133 und H 3	152
6.1.5.2.3	Schilddrüsenbelastung von Kleinkindern durch J 131 und J 129	157
6.1.5.2.4	Einfluß von Nuklearparks auf die Umgebungsbelastung	162
6.1.5.2.5	Herkunft und Menge der insgesamt abgegebenen Aktivitäten mit der Abluft	164
6.2	Strahlenbelastung über den Wasserpfad (Fließgewässer)	167
6.2.1	Grundlagen zur Berechnung der Strahlenbelastung durch Aktivitätsfrachten in Fließgewässern	169
6.2.1.1	Transport und Verteilung von Aktivitätsfrachten	169
6.2.1.2	Mathematische Beschreibung der Aktivitätsverfrachtung	172
6.2.1.3	Mögliche Strahlenbelastung durch die Aktivitätsfrachten	173
6.2.2	Zukünftige Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland über den Wasserpfad (Fließgewässer)	175
6.2.2.1	Grundzüge des erstellten Rechenprogramms	175
6.2.2.2	Ergebnisse für den Rhein und die Donau	177
6.3	Strahlenbelastung durch global verteilte Radionuklide	186
6.3.1	Gesamtkörperbelastung durch global verteiltes Tritium	186
6.3.2	Hautbelastung durch global verteiltes Krypton 85	188
6.3.3	Schilddrüsenbelastung durch global verteiltes Jod 129	190
7.	VERGLEICH DER ZUKÜNFTIGEN STRAHLENBELASTUNGEN MIT DER NATÜRLICHEN STRAHLENBELASTUNG IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND	192
7.1	Die natürliche Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland	192
7.1.1	Die natürliche kosmische Strahlenbelastung	193
7.1.2	Die natürliche terrestrische Strahlenbelastung	193
7.1.3	Die natürliche innere Strahlenbelastung	198
7.1.4	Die gesamte natürliche Strahlenbelastung	198
7.2	Vergleich der errechneten Werte mit der natürlichen Strahlenbelastung	200

	Seite
8. ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	202
9. LITERATUR	210

1. VORWORT

Die vorliegende Studie entstand im Rahmen einer Zusammenarbeit des Lehrstuhls für Reaktortechnik der Rhein.-Westf. Technischen Hochschule Aachen mit dem Institut für Reaktorentwicklung, dem Institut für Chemische Technologie und der Zentralabteilung Strahlenschutz der KFA Jülich sowie dem Institut für Elektrische Anlagen und Energiewirtschaft, Lehrauftrag Leistungsreaktoren, der RWTH Aachen. Die Arbeiten werden im Rahmen des Forschungsvorhabens St. Sch. 600

"Radioaktive Umweltbelastung in der Bundesrepublik Deutschland durch aus Kernreaktoren und Wiederaufarbeitungsanlagen freigesetztes H 3, Kr 85, J 129, J 131 und Xe 133 im nächsten Jahrhundert"

seit dem 25. Juli 1972 vom Bundesminister für Bildung und Wissenschaft und seit dem 15. 12. 1972 vom Bundesminister des Innern gefördert.

Die Projektleitung liegt bei Herrn Bonka. Innerhalb des Forschungsvorhabens wurden die einzelnen Teilprogramme von folgenden Herren bearbeitet:

1. FREISETZUNG RADIOAKTIVER STOFFE AUS KERNKRAFTWERKEN UND STRAHLENBELASTUNG ÜBER DEN WASSERPFAD
Herrn Bonka und Herrn Brüssermann
2. FREISETZUNG RADIOAKTIVER STOFFE AUS WIEDERAUFARBEITUNGSANLAGEN, VERBESSERUNG DER RÜCKHALTETECHNIKEN UND STANDORTFRAGEN
Herrn Laser und Herrn Schnez
3. FREISETZUNG RADIOAKTIVER STOFFE AUS FUSIONSREAKTOREN
Herrn Darvas

4. PROGNOSE ÜBER DEN ZUBAU VON KERNKRAFTWERKEN UND STAND-
ORTFRAGEN

Herrn Bieselt und Herrn Winske

5. AUSBREITUNGSMETEOROLOGISCHE GRUNDLAGEN UND STRAHLENBE-
LASTUNG UM EINZELANLAGEN ÜBER DEN LUFTPFAD

Herrn Brenk und Herrn Vogt

6. REGIONALE STRAHLENBELASTUNG IN DER BUNDESREPUBLIK
DEUTSCHLAND ÜBER DEN LUFTPFAD

Herrn Bonka und Herrn Schwarz

7. GLOBALE STRAHLENBELASTUNG UND NATÜRLICHE STRAHLENBE-
LASTUNG

Herrn Bonka

Für die Diskussionen, Hinweise und die erfahrene Unterstützung danken wir vielmals Herrn Dr. Holtzem, Herrn Dr. Reinöhl und Herrn Edelhäuser vom Bundesministerium des Innern. Ebenso möchten wir Herrn Dr. Lindackers vom TÜV Rheinland für die Diskussionen beim Fortgang der Arbeiten, Herrn Dr. L. Wolf für die Unterstützung durch die Theoretische Abteilung des Instituts für Reaktorentwicklung der KFA Jülich und dem Zentralinstitut für Angewandte Mathematik der KFA Jülich für die programmtechnischen Beratungen unseren Dank aussprechen.

Ohne die Hilfe verschiedener Institute und Industrieunternehmen wäre die vorliegende Studie nicht möglich gewesen. Für die Diskussionen, Hilfen bei der Datenbeschaffung und Hinweise sind wir im besonderen folgenden Damen und Herren sehr dankbar:

Herrn Prof. Dr. H. Manier
Frau Dr. Grimm

Sektion Meteorologie TH
Darmstadt

Herrn Prof. Dr. K. Aurand

Institut für Wasser-, Boden-
und Lufthygiene des Bundes-
gesundheitsamtes, Berlin

Herrn Prof. W. Feldt

Isotopenlaboratorium der Bundes-
forschungsanstalt für Fischerei,
Hamburg

Herrn Prof. Dr. M. Ruf

Bayerische Biologische Ver-
suchsanstalt (Demoll-Hofer
Institut), München

Herrn Dr. M. Geyh

Niedersächsisches Landesamt
für Bodenforschung, Hannover

Herrn H. Geiß

Herrn Dr. G. Polster

Herrn Dr. K. Heinemann

Zentralabteilung Strahlen-
schutz der KFA Jülich

Herrn Dr. I. A. Kausz

Herrn G. Hecht

Herrn R. Weber

Kraftwerk Union AG, Erlangen

Herrn H. Queiser

Herrn Dr. G. G. Eigenwillig

Herrn Dr. K. Pfeiffer

Herrn Dr. M. Skafi

Kraftwerk Union AG, Offenbach

Herrn A. Merkel

Herrn H. Oeynhausens

Interatom GmbH, Bensberg

Herrn H. W. Gabriel

Herrn Dr. H. G. Wahsweiler

Hochtemperatur-Reaktorbau GmbH,
Mannheim

Herrn Dr. R. Nieder

AVR, Jülich u. GHT, Bensberg

Herrn Dr. M. Huber

Sulzer Brothers Limited,
Winterthur / Schweiz

Ganz besonders gilt unser Dank Frau Minke für die Schreib-
arbeiten und den Hilfsassistenten des Lehrstuhls für Reak-
tortechnik für die Erstellung der Abbildungen.

2. EINLEITUNG

Die Deckung des Energiebedarfs ist nach heutigem Wissen über die verschiedenen Energieumwandlungsverfahren zukünftig im wesentlichen nur durch Kernenergie möglich. Aus Kernkraftwerken und den zugehörigen Wiederaufarbeitungsanlagen läßt sich aber im Normalbetrieb trotz aufwendiger Filteranlagen und Verzögerungsstrecken die Freisetzung geringer Mengen radioaktiver Stoffe in die Umgebung nicht völlig verhindern. Dies führt z. Z. im Vergleich zur natürlichen Strahlenbelastung zu einer sehr geringen Belastung des Menschen, die aus technischen Gründen nicht meßbar, sondern nur rechnerisch erfaßbar ist.

Im folgenden wird versucht, die heutige und zukünftige Strahlenbelastung der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland, ausgehend von einer Energieprognose und Freisetzungsraten radioaktiver Stoffe aus modernen Kernkraftwerken und Wiederaufarbeitungsanlagen, anzugeben, um frühzeitig mögliche Probleme aufzeigen zu können.

Die Untersuchungen beschränken sich in diesem 1. Bericht aus Zeitgründen auf die wichtigen Radionuklide H 3, Kr 85, J 129, J 131 und Xe 133. Auf Sr 90, Cs 134 und Cs 137 und einige andere Radionuklide wird im wesentlichen nur bei der Betrachtung des Wasserpfadades näher eingegangen.

Bevor in den einzelnen Kapiteln näher auf die Ergebnisse eingegangen wird, sollen kurz die wesentlichen Daten der oben angegebenen Radionuklide zusammengestellt und die Belastungspfade nach Austritt dieser Radionuklide aus den kerntechnischen Anlagen aufgezeigt werden.

Die Abb. 2.1 zeigt die Zerfallsschemata der oben angegebenen Radionuklide nach [Le 67]. Wie man erkennt, werden von diesen Radionukliden nur γ - und β -Teilchen ausgesandt. Die Wahrscheinlichkeiten, mit der die Teilchen abgegeben werden, sind mit den Energien angegeben. Die mittlere Energie der β -Teilchen kann nach der in [Ic 59] angegebenen Formel ausreichend genau berechnet werden.

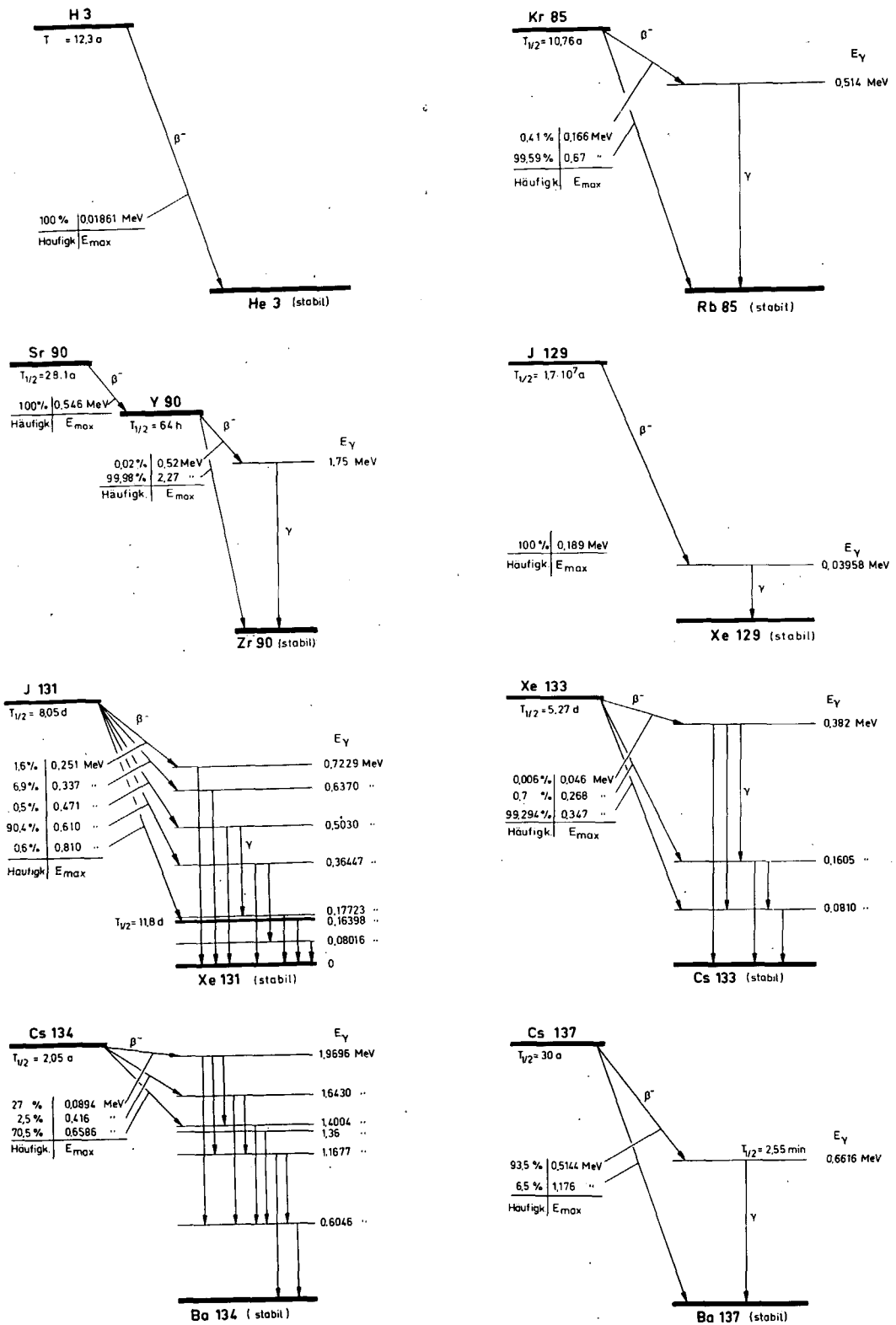


Abb. 2.1: Zerfallschemata der hier betrachteten Radionuklide

In welcher Form die Radionuklide freigesetzt werden, ist Tab. 2.

Nuklid	Halbwertszeit	Zerfallsart	Freisetzungsfom		Hauptbelastungspfad		Hauptbelastungsorgane
			Luft	Wasser	Luft	Wasser	
H 3	12,3 a	β^-	gasförmig (HTO)	flüssig (HTO)	Inhalation Ingestion	Ingestion (Trinkwasser)	Weiches Gewebe
Kr 85	10,76 a	β^-, γ	gasförmig		β -Submersion		Haut
Sr 90	28,1 a	β^-, γ	aerosolförmig	ional molekular kolloidal partikelförmig	Ingestion (Milch)	Ingestion (Trinkwasser, Milch)	Skelett
J 129	$1,7 \cdot 10^7$ a	β^-, γ	gasförmig aerosolförmig	ional molekular kolloidal partikelförmig	Ingestion (Milch)	Ingestion (Trinkwasser, Milch)	Schilddrüse
J 131	8,05 d	β^-, γ	gasförmig aerosolförmig	ional molekular kolloidal partikelförmig	Ingestion (Milch)	Ingestion (Trinkwasser, Milch)	Schilddrüse
Xe 133	5,27 d	β^-, γ	gasförmig		β -Submersion γ -Submersion		Haut Gesamtkörper
Cs 134	2,05 a	β^-, γ	aerosolförmig	ional molekular kolloidal partikelförmig	Ingestion (Milch) Inhalation	Ingestion (Milch, Fisch) Direktstrahlung	Lunge Muskel Leber Skelett
Cs 137	30 a	β^-, γ	aerosolförmig	ional molekular kolloidal partikelförmig	Ingestion (Milch) Inhalation	Ingestion (Milch, Fisch) Direktstrahlung	Lunge Muskel Leber Skelett

Tab. 2.1: Freisetzungsfomern der hier betrachteten Radionuklide sowie Hauptbelastungswege und hauptbelastete Organe des Menschen.

zu entnehmen. Es wurden gleichzeitig die nach heutigem Kenntnisstand wesentlichen Belastungspfade und die Organe, die am höchsten belastet werden, aufgeführt. Die Belastungswege sind daneben anschaulich in Abb. 2.2 dargestellt.

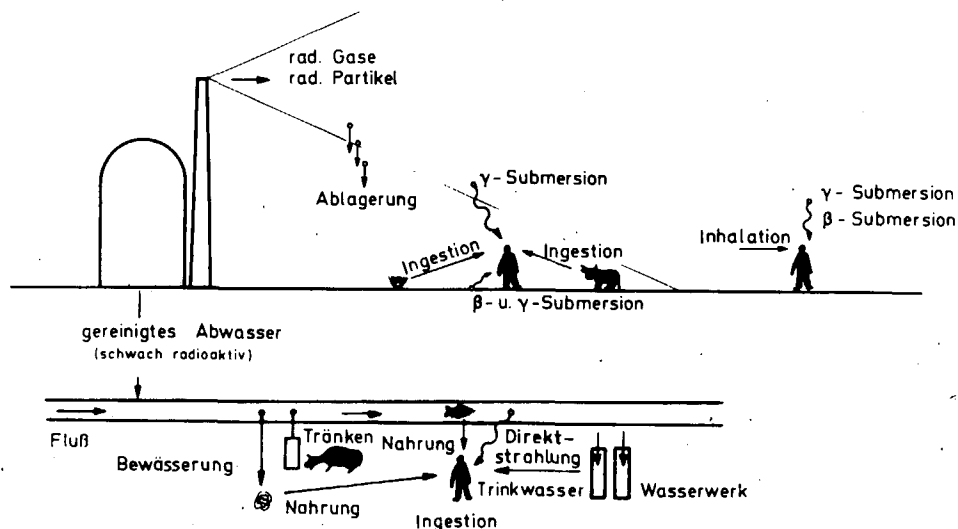


Abb. 2.2 Strahlenbelastung des Menschen durch freigesetzte radioaktive Stoffe aus kerntechnischen Anlagen

3. LANGFRISTIGE PROGNOSE DER KRAFTWERKSZUBAULEISTUNG IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND UND DER WELT

Prognosen sind immer mit großen Unsicherheiten behaftet, auch wenn mit äußerster Sorgfalt versucht wird, die zukünftige Entwicklung abzuschätzen. Diese Unsicherheit über zukünftige Geschehnisse wird um so größer, je weiter man vom heutigen Betrachtungszeitpunkt entfernt ist und je komplexer die Verflechtungen der Geschehnisse mit anderen Einflußgrößen sind. Die Unsicherheit beruht zu einem großen Teil auf der wissenschaftlichen Erkenntnislücke, die der Prognostiker durch seine subjektive Meinung schließen muß (weitere Unsicherheitsquelle). Dabei sind die folgenden Punkte von besonderem Interesse:

- Vergangene und gegenwärtige Situation
 - Zukünftige Situation
 - Entwicklung der Einflußgrößen, die a priori einer Prognose explizit oder implizit zugrunde liegen
- } des zu prognostizierenden Geschehens

Besonders schnell nimmt die Unsicherheit zu bei gesellschaftsbezogenen Prognosen, bei denen unter anderem die politische, soziologische und wirtschaftlich-technische Entwicklung der Gesellschaft eines Territoriums in ihrer komplexen Verflechtung bei der Vorhersage berücksichtigt werden muß.

Die Schwierigkeit der Prognoseerstellung läßt sich deutlich am Beispiel der Erdölkrise von 1973 aufzeigen. Für einen Prognostiker wäre es vor 10 Jahren wohl kaum, vor 5 Jahren nur vom pessimistischen Standpunkt aus möglich gewesen, eine Erdölkrise vorauszusagen. Der Zeitpunkt ihres Eintretens im Herbst 1973 war selbst kurze Zeit vorher nicht mit Bestimmtheit anzugeben. Ebenfalls den nachhaltigen Einfluß der momentanen Situation des zu prognostizierenden Geschehens auf die Prognose zeigt die Erdölkrise deutlich, denn zwischen Prognosen, die vor und nach der Erdölkrise erstellt wurden, sind in den meisten Fällen deutliche Abweichungen festzustellen.

Dieses Beispiel zeigt zugleich die wichtigsten graduellen Unterschiede in der Zielsetzung von Prognosen. Man unterscheidet:

- a) Prognosen, die nicht nur das Auftreten eines Geschehens, sondern auch sein zeitliches Eintreffen voraussagen wollen.
- b) Prognosen, deren Intention in erster Linie auf das Auftreten eines Geschehens ausgerichtet ist (zeitliche Fixierung ist zweitrangig).
- c) Prognosen, die nur eine denkbare Entwicklung darstellen, deren primärer Zweck in der frühzeitigen Erkennung möglicher schädigender Folgewirkungen liegt. Nur durch das frühe Erkennen möglicher Folgen können Vorkehrungsmaßnahmen geplant und gar irreparable Schädigungen vermieden oder in Grenzen gehalten werden.

Langfristige Prognosen gehören meistens zur Kategorie c) und dienen allein der beschriebenen Aufgabe. In diesem Sinne ist auch die erarbeitete Prognose über einen Zeitraum von 100 Jahren zu bewerten, die damit vorrangig der Zielsetzung der Studie dient, die unter dem Tenor steht:

Welche Folgeprobleme in bezug auf die radioaktive Umweltbelastung sind zu erwarten, wenn der Energieverbrauch und der Kraftwerkszubau mit Standortfestlegung so erfolgen würde, wie ihn die erarbeitete Prognose angibt? Werden langfristig kritische Belastungen erreicht, die frühzeitige Vorkehrungsmaßnahmen erforderlich werden lassen?

3.1 Prognose des Verbrauchs an elektrischer Energie und an Prozeßwärme in der Bundesrepublik Deutschland

Um die Substitutionsmöglichkeiten zwischen den einzelnen Energiearten und Energieträgern leichter erkennen zu können, wurde der gesamte Primärenergiebedarf in gegenseitiger Abstimmung gleichzeitig prognostiziert. Die Prognose des Primärenergie-

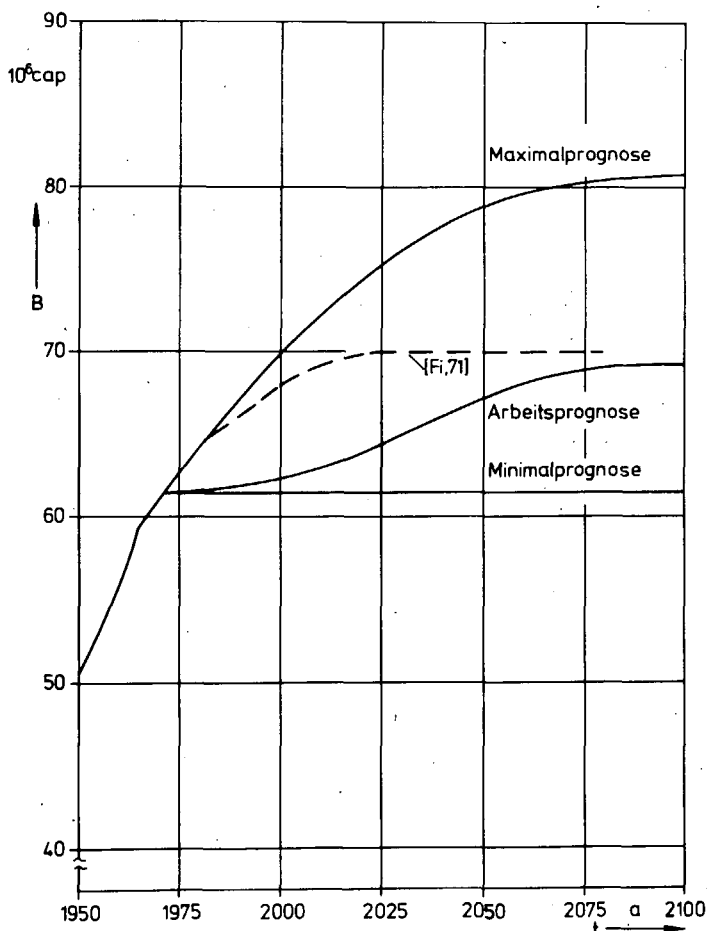
bedarfs ist außerdem zur Abschätzung der Möglichkeiten des Kerneenergieeinsatzes zur Deckung des Bedarfs an Prozeßwärme unerlässlich.

3.1.1 Prognose des gesamten Primärenergiebedarfs und des Verbrauchs an elektrischer Energie

Die Prognose des Primärenergiebedarfs und des elektrischen Energiebedarfs basiert auf einer Prognose der Bevölkerungsentwicklung und des Pro-Kopf-Bedarfs in einzelnen Verbrauchssektoren [Le 74].

Die Bevölkerungsprognose für die Bundesrepublik Deutschland (BRD) gestaltet sich sehr schwierig. Bisher war langfristig - von Katastrophen wie Kriegen etc. abgesehen - ein stetiges Bevölkerungswachstum zu erkennen. In den letzten Jahren jedoch hat sich das Wachstum mehr und mehr verringert und augenblicklich ist ein Be-

völkerungsrückgang zu verzeichnen (Wanderungsbewegungen über die Landesgrenzen sind eingeschlossen).



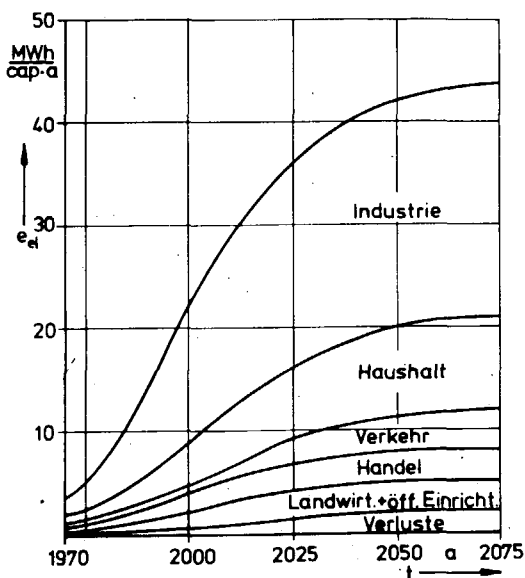
Vergleiche mit Ländern ähnlicher Gesellschafts- und Wirtschaftsstruktur und verwandten Entwicklungstendenzen (z. B. Großbritannien, Schweden) lassen langfristig jedoch wieder eine Zunahme der Bevölkerung unter bestimmten Bedingungen erwarten [Le 74].

Die Abb. 3.1 zeigt drei mögliche Bevölkerungsentwicklungen. In dieser Untersuchung wird mit einem zu-

ABB. 3.1: MÖGLICHE BEVÖLKERUNGSENTWICKLUNGEN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND

künftigen mäßigen Bevölkerungswachstum gerechnet, entsprechend der mit Arbeitsprognose in Abb. 3.1 gekennzeichneten Kurve, die einem Sättigungsniveau von $70 \cdot 10^6$ capita entgegenstrebt.

Der Pro-Kopf-Stromverbrauch wurde für die Verbrauchssektoren

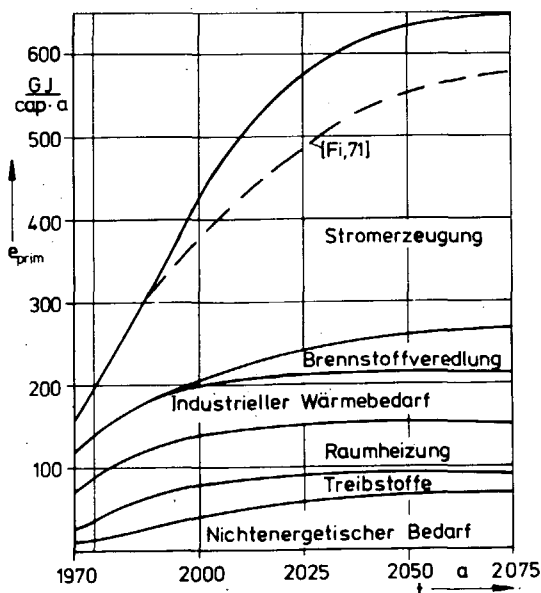


- Industrie
- Haushalte
- Verkehr (elektrischer Teil)
- Handel und Gewerbe
- Öffentliche Einrichtungen
- Landwirtschaft
- Verluste und Nichterfaßtes

untersucht und ist aus Abb. 3.2 zu entnehmen.

ABB. 3.2: MÖGLICHE ENTWICKLUNG DES PRO-KOPF-STROMBEDARFS DER BRD

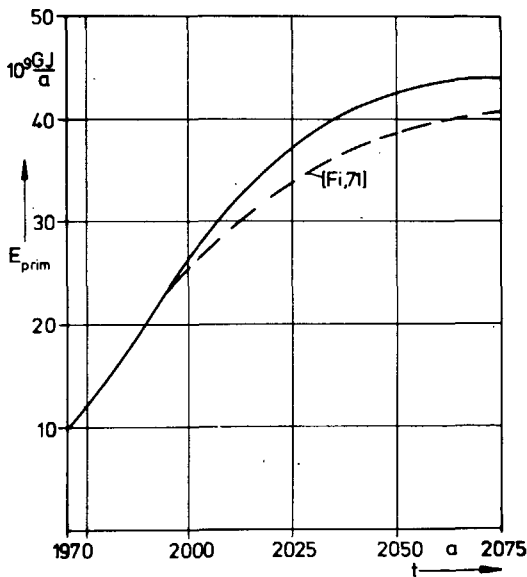
Der Pro-Kopf-Primärenergiebedarf ohne den Anteil zur Stromerzeugung ist für folgende Verbrauchssektoren untersucht worden:



- Wärmebedarf
 - . zur Synthese von Brennstoffen
 - . in der Chemischen Industrie,
 - . in der Eisenschaffenden Industrie,
 - . in den restlichen Industriebereichen,
 - . zur Meerwasserentsalzung und Müllverarbeitung
 - . für die Raumheizung
- Verkehr (herkömml. Treibstoffe)
- Nichtenergetischer Bedarf

ABB. 3.3: MÖGLICHE ENTWICKLUNG DES PRO-KOPF-PRIMÄRENERGIEVERBRAUCHS DER BRD

Ebenfalls wurde der Energiebedarf zur Rohstoffrückgewinnung



(Recycling) in den Prognosen der Verbrauchssektoren berücksichtigt. In der Abb. 3.3 ist der Pro-Kopf-Primärenergiebedarf der Bundesrepublik Deutschland nach Verbrauchssektoren aufgetragen. Die Abb. 3.4 zeigt die Prognose des gesamten Primärenergiebedarfs der Bundesrepublik Deutschland, die aus den vorangegangenen Angaben resultiert.

ABB. 3.4: MÖGLICHE ENTWICKLUNG DES PRIMÄRENERGIEBEDARFS DER BRD

3.1.2 Prognose der Deckung des Primärenergiebedarfs

Die erarbeitete langfristige Prognose zur Deckung des Primärenergiebedarfs in der Bundesrepublik Deutschland orientiert sich an

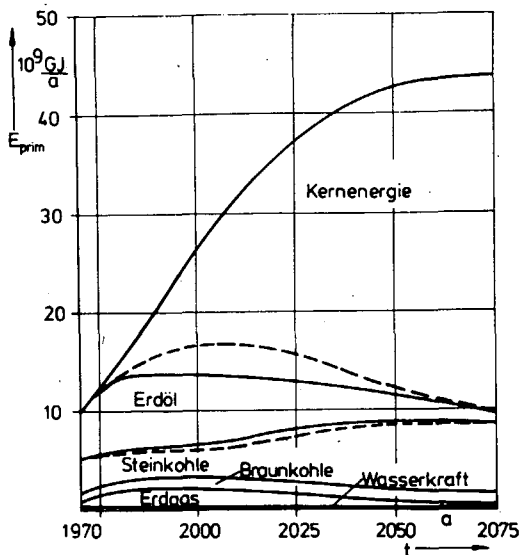


ABB. 3.5: MÖGLICHE DECKUNG DES PRIMÄRENERGIEBEDARFS DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND DURCH EINZELNE PRIMÄRENERGIETRÄGER

- den inländischen Vorräten der Primärenergieträger
- den weltweiten Vorräten der Primärenergieträger.
- den Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen für die Produktion der Energieverbrauchsarten aus den Primärenergieträgern
- den Substitutionsmöglichkeiten zwischen den Energieverbrauchsarten und den Primärenergieträgern.

Die unter diesen Aspekten aufgestellte Prognose des Einsatzes einzelner Primärenergieträger zeigt Abb. 3.5 und Abb. 3.6.

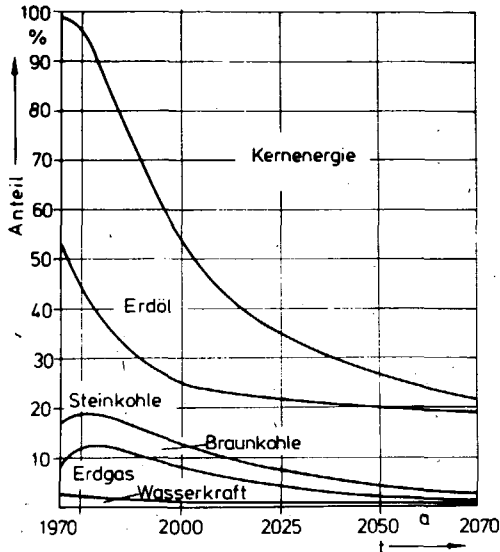


ABB. 3.6: MÖGLICHE ANTEILE DER PRIMÄRENERGIE-TRÄGER AN DER VERBRAUCHSDECKUNG IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND

Der in Kapitel 3.1.3 näher erläuterte Beitrag der Kernenergie zur Deckung des Prozeßwärmebedarfs wurde hier berücksichtigt. Eine mögliche Deckung von Teilen des Energiebedarfs aus Sonnenenergie-, Erdwärmekraftwerken oder mittels anderer exotischer Energieumwandlungsarten wird hier nicht in Betracht gezogen, da sie die Intentionen dieser Studie nicht berühren und ihr Fehlen mögliche Folgewirkungen der Kernenergie noch vergrößern.

Im folgenden werden die zukünftigen Einsatzmöglichkeiten der einzelnen Primärenergieträger in der Bundesrepublik Deutschland kurz diskutiert.

3.1.2.1 Das Erdöl

Da die langfristigen Auswirkungen der Erdölkrise im Herbst 1973

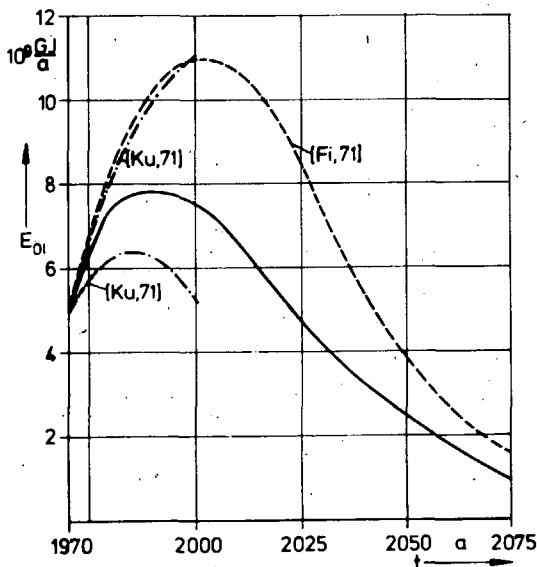


ABB. 3.7: MÖGLICHER BEDARF AN MINERALÖL IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND

nur schwer abzuschätzen sind, werden 2 alternative Möglichkeiten der Bedarfsdeckung durch Erdöl betrachtet:

- a) Die Erdölkrise zeigt langfristig keine wesentlichen Auswirkungen.

Die Deckung des Bedarfs an Erdöl kann weitgehend befriedigt

werden durch

- gesteigerte Förderung aus erschlossenen Quellen
- schnelles Erschließen bekannter Vorkommen
- gesteigerte Prospektionstätigkeit
- Steigerung des Ölaufkommens durch größere Bohrtiefen (bis 6000 m)
- Erdölgewinnung aus dem Meeresgrund außerhalb der Festlandsockel
- Erdölgewinnung aus Ölsanden und -schiefern

b) Die Erdölverknappung bleibt über lange Zeit bestehen.

Das Erdöl bleibt unverhältnismäßig teuer wegen

- künstlicher Verknappung des Angebots der Haupterdöllieferanten
- Kapitalengpässe bei der sich stark verteuernenden Prospektionstätigkeit
- technischer und wirtschaftlicher Schwierigkeiten bei der Gewinnung des Erdöls aus Sanden und Schiefen

In diesem Fall dürften weltweit größere Substitutionsprozesse zwischen dem Erdöl und den anderen Energieträgern einsetzen, insbesondere ist ein verstärkter Einsatz der Kernenergie, aber auch der Steinkohle denkbar.

In der Abb. 3.7 ist die Prognose des Mineralölbedarfs nach a) durch gestrichelte Linien und nach b) durch Volllinien dargestellt. Die in dieser Abbildung als Ergänzung eingezeichnete niedrige Variante nach [Ku 71] geht vom Einsatz des Methanols - erzeugt mit Hilfe von Prozeßwärmereaktoren - als Treib- und Brennstoff aus. Die beiden Varianten des Mineralölbedarfs sind ebenfalls in Abb. 3.5 eingezeichnet, um die möglichen Substitutionsauswirkungen auf die Kernenergie und die Steinkohle aufzuzeigen.

3.1.2.2 Das Erdgas

Der geschätzte Verbrauch an natürlichem Erdgas ist in Abb. 3.8

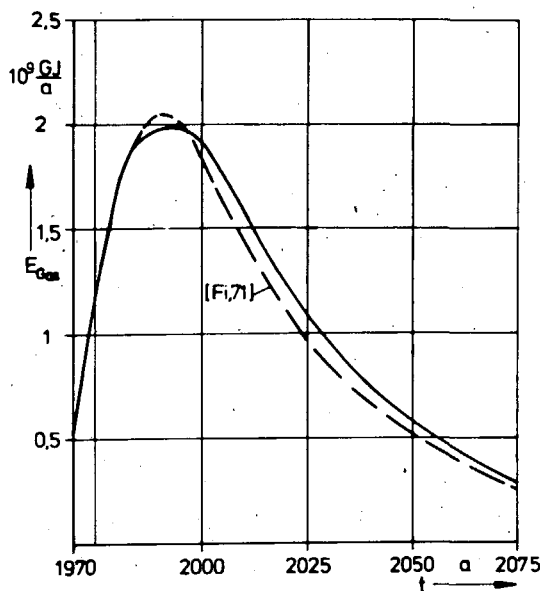


ABB. 3.8: MÖGLICHER BEDARF AN NATURGAS IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND

dargestellt. Dabei wird als Arbeitsprognose gegenüber [Fi 71] ein geringfügig korrigierter Kurvenverlauf angenommen, der sich auf eine optimistische Einschätzung der Vorratssituation an Erdgas in den Europäischen Gemeinschaften stützt [Le 74]. Der Rückgang der Erdgasförderung ab 1990 beruht auf den zu erwartenden Mangelercheinungen im Erdgasangebot. Zur Schließung der Versorgungslücke könnte in wachsendem Maße Synthesegas aus Kohle oder flüssiges Erdgas aus Übersee eingesetzt werden.

3.1.2.3 Die Kohle

Der prognostizierte Verbrauch an Stein- und Braunkohle kann Abb. 3.9

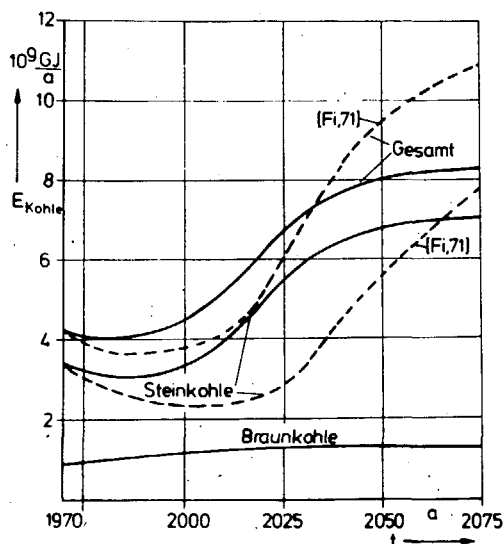


ABB. 3.9: MÖGLICHER BEDARF AN STEIN- UND BRAUNKOHE IN DER BRD

entnommen werden. Die gestrichelten Linien zeigen eine Prognose nach [Fi 71], die jedoch einen ähnlichen tendenziellen Verlauf aufweist.

Steinkohle: Von der Bundesregierung wurde Anfang der 70er Jahre eine Mindestförderung von 80-85 Tg. Steinkohle geplant. Durch den hohen Ölpreis nach der Erdölkrise scheint sich bereits jetzt ein leichter Substitutionsdruck der

steinkohle abzuzeichnen. Außer der kurzfristigen Verdrängung des Erdöls durch Kohle bei der Eisenverhüttung und der Verstromung dürfte langfristig außer der Kohlevergasung auch die Benzingerinnung und die Kunststoffherstellung aus Kohle interessant werden.

Braunkohle: In der Vergangenheit war der Verbrauch an Braunkohle zur Stromerzeugung ständig gestiegen bei gleichzeitiger Abnahme des Anteils zur Wärmeerzeugung im Industrie- und Haushaltssektor. Aufgrund der bestehenden Ausbauplanung der Braunkohlenkraftwerke dürfte langfristig der Verbrauchsanteil zur Stromerzeugung ab 1976 kaum noch anwachsen [BiRo 72]. Vermutlich wächst jedoch langfristig die Nachfrage nach dem Rohstoff Braunkohle als Ausgangsmaterial zur Methangewinnung, da er günstigere technische und wirtschaftliche Voraussetzungen (niedrigere Reaktionstemperaturen, niedrigere Förderungskosten im Tagebau durch Großbagger) als die Steinkohle bietet. Um die Vorräte über einen längeren Zeitraum zu erhalten, scheint eine jährliche Abbaumenge von mehr als 120 Tg auch bei Aufschluß weiterer Tagebaue (z. B. Hambacher Forst) nicht wünschenswert.

3.1.2.4 Die Wasserkraft

Die Wasserkraft wird heute fast ausschließlich zur Erzeugung elektrischer Energie eingesetzt. Ein weiterer Ausbau von Laufwasserkraftwerken ist in der Bundesrepublik Deutschland kaum möglich. Nur durch den Bau von Pumpspeicher- und Langzeitspeicherkraftwerken scheint sich die erzeugte Energie aus Wasserkraft noch etwas steigern zu lassen. In bezug auf die Gesamtenergie ist die Steigerung jedoch so geringfügig, daß sie für die Gesamtprognose fast vernachlässigbar ist.

Gezeitenkraftwerke dürften wegen des geringen Tidenhubes an den deutschen Küsten und auch wegen zu hoher Kosten nicht gebaut werden.

3.1.2.5 Die Kernenergie

Die Kernenergie kann mit dem größten Zuwachs rechnen und dürfte, langfristig gesehen, 70 - 80% des gesamten Primärenergiebedarfs (Abb. 3.6) decken können. Wie der Vergleich der Abb. 3.3 und Abb. 3.6 erkennen läßt, wird nicht nur ein Einsatz der Kernenergie zur Stromerzeugung angenommen, sondern ebenfalls ein Einsatz zur industriellen Wärmeenergie ab etwa 1980 unterstellt (siehe Kapitel 3.1.3).

Kernspaltung: Um langfristig die Energieerzeugung aus Kernspaltungsreaktoren sicherstellen zu können, wird der Einsatz von Brutreaktoren notwendig. Durch sie kann ein System von Kernspaltungsreaktoren derart betrieben werden, daß der gesamte Konversionsfaktor aller eingesetzter Spaltungsreaktoren den Wert 1 erreicht. Damit wird es möglich, sämtliche Uran- und Thoriumvorräte vollständig zur Kernspaltung zu nutzen. Nach [Ma 70], [BiRo 72, S.76] könnten ohne größere technische Schwierigkeiten weltweit etwa $75 \cdot 10^6$ Mg Uran zur Kernspaltung genutzt werden, was einer Energie von $6 \cdot 10^{15}$ GJ entspricht. Diese Energie steht bei einem Gesamtkonversionsfaktor aller Spaltungsreaktoren von 1 zur Verfügung. Bei einem Gesamtkonversionsfaktor von 0,6 (wie er in heutigen Leichtwasserreaktoren üblich

ist) läßt sich nur eine Energie von etwa 10^{14} GJ und bei einem Gesamtkonversionsfaktor von 0,9 (wie er von den Hochtemperaturreaktoren zu erwarten ist) eine Energie von etwa $4 \cdot 10^{14}$ GJ aus dieser Uranmenge freisetzen.

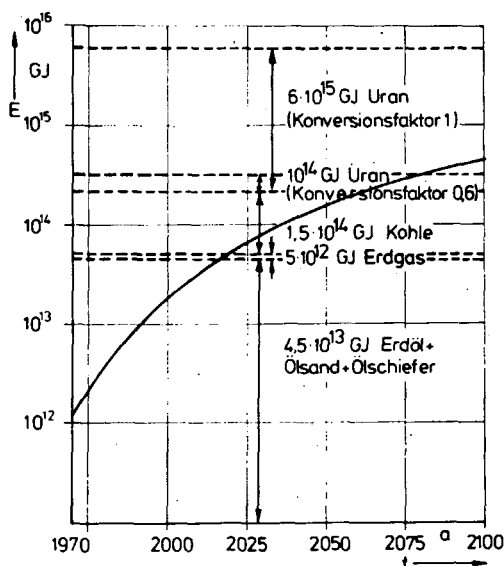


ABB. 3.10: MÖGLICHER KUMULIERTER ENERGIEBEDARF UND ENERGIEVORRÄTE AN PRIMÄRENERGIE-TRÄGERN IN DER WELT

Die Abb. 3.10 zeigt die bekannten Energievorräte der einzelnen Primärenergieträger der Welt, darunter auch die des Urans, im Zusammenhang

mit dem kumulierten Weltenergiebedarf (siehe Abb. 3.22). Aus dem Vergleich erkennt man, daß langfristig mit einer Verknappung an fossilen Energieträgern zu rechnen ist.

Kernfusion: In etwa 30 Jahren könnte auch die Entwicklung der Fusionsreaktoren soweit fortgeschritten sein, daß eine wirtschaftliche Energiegewinnung durch Kernverschmelzung möglich erscheint. Für die Kernfusion kommt aus heutiger Sicht vor allem die D-T- und die D-D-Reaktion in Frage. Als Rohstoff für die Gewinnung (Erbrütung) von Tritium (T) wird Lithium benötigt und das Deuterium (D) kann aus den Weltmeeren extrahiert werden. In den Weltmeeren wird eine Deuteriummenge von etwa $2 \cdot 10^{13}$ Mg geschätzt, von denen sich bei einem hypothetischen Förderfaktor von 10^{-4} etwa $2 \cdot 10^9$ Mg gewinnen lassen dürften, was nach [Le 74] einer Energie von ca. 10^{18} GJ entspricht. Auch das Lithium ist in so großen Mengen vorhanden, daß im Falle der Kernfusion ein Energieäquivalent von etwa $4 \cdot 10^{16}$ GJ erwartet werden darf. Vergleicht man diese Zahlen mit den Angaben in Abb. 2.10, so scheinen diese Energievorräte aus heutiger Sicht nahezu unerschöpflich.

3.1.3 Prognose des durch Kernenergie zu deckenden Prozeßwärmebedarfs

Während die Kernenergie bei der Stromerzeugung bereits einen festen Platz einnimmt und ihre zukünftigen Chancen als sehr gut bezeichnet werden können, ist ihr Einsatz bei der Prozeßwärmeerzeugung noch nicht so sicher, obwohl auch hier ihre Verwendung aufgrund der langfristigen Verknappung der fossilen Primärenergieträger unerläßlich sein dürfte. In der Prognose wird davon ausgegangen, daß der Einsatz der Kernenergie für die Prozeßwärmeerzeugung etwa ab 1980 erfolgt.

Die Prognose basiert auf einer detaillierten Bedarfsuntersuchung [Le 74] in den Bereichen

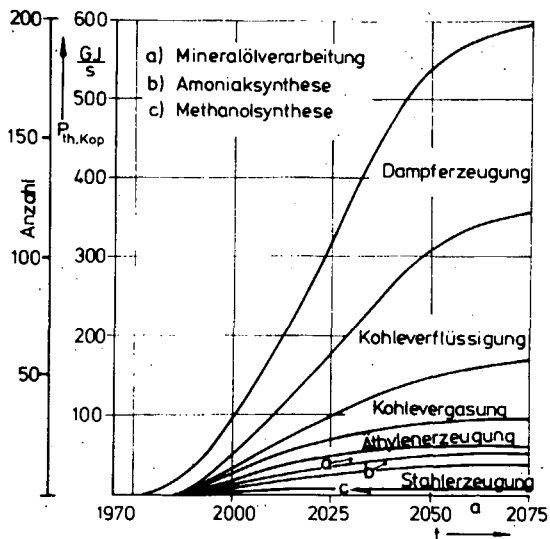


ABB. 3.11: MÖGLICHE ENTWICKLUNG DES BEDARFS AN PROZESSWÄRME AUS KERNENERGIEKOPPELANLAGEN

- Methanolsynthese
- Stahlerzeugung
- Ammoniaksynthese
- Mineralölverarbeitung
- Äthylenerzeugung
- Kohlevergasung
- Kohleverflüssigung
- Prozeßdampferzeugung

Die Erzeugung der Prozeßwärme soll gleichzeitig mit elektrischer Energie in Kernenergiekoppelanlagen erfolgen, da dies wirtschaftlich günstig

sein dürfte. Dabei wurde angenommen, daß ungefähr die Hälfte der erzeugten thermischen Leistung zur Stromerzeugung verwendet wird. Unter diesen Annahmen ist in Abb. 3.11 die zu installierende thermische Leistung an Kernenergiekoppelanlagen für die Deckung des dargestellten Prozeßwärmebedarfs in den angeführten Bereichen angegeben. Als weitere Skala ist auf der Ordinate die Anzahl an Koppelanlagen mit gleicher thermischer Leistung von 3000 MW angegeben. Aufgrund dieser Prognose könnten am Ende des Prognosezeitraumes etwa 120 GW an elektrischer Leistung in Kernenergiekoppelanlagen zur Verfügung stehen (siehe Kurve a in Abb. 3.13).

3.1.4 Prognose des regionalen Verbrauchs an elektrischer Energie

Das verwendete Prognoseverfahren basiert auf einer sektoralen Prognose auf Kreisebene, die in [Bi 74], [Ba 73] und [Mü 71] näher erläutert wird. Die untersuchten Sektoren sind in Kapitel 3.1.1 aufgeführt. Eine Prognose auf Kreisebene gestaltet sich nicht nur wegen der großen Anzahl der Kreise, sondern auch wegen der dauernd auftretenden kommunalen Neugliederungen schwie-

rig. Für diese Untersuchung wurde die kommunale Gliederung der Bundesrepublik Deutschland von 1961 als Referenz gewählt, wie sie Abb. 3.12 zeigt. Die Form der Ergebnisse für die 564 Kreise wird aus Tabelle 3.1 ersichtlich, die auszugsweise den mittelfristig prognostizierten elektrischen Energieverbrauch einiger Kreise in Nordrhein-Westfalen enthält [Bi 74]. Die Addition des Verbrauchs aller 564 Kreise ergibt den Gesamtverbrauch der Bundesrepublik Deutschland, dargestellt in Abb. 3.14.

Dem verwendeten Prognoseverfahren liegen folgende wesentliche Merkmale zugrunde:

- Es handelt sich um eine mittelbare Prognose, die auf ökonomisch kausalen Zusammenhängen (nicht nur auf Extrapolationen oder Zeitreihenanalysen) aufbaut, in denen die das Wachstum des Energiebedarfs mitbestimmenden Faktoren berücksichtigt werden.
- Die Prognose des Bevölkerungswachstums - als eine der wesentlichen Faktoren - beruht auf sich zeitlich ändernden Mortalitäts- und Natalitätskurven.
- Für die einzelnen Sektoren werden Sättigungsgrenzen des Wachstums angenommen. Die Evolution des Energiebedarfs wird durch Verwendung logistischer Funktionen [Bi 74, S. 35] beschrieben.

3.2 Prognose der Kraftwerkszubauleistung in der Bundesrepublik Deutschland

Für die Beurteilung der notwendigen Kraftwerksleistung ist eine Deckungsprognose des Energiebedarfs - wie in Kapitel 3.1.2 und Kapitel 3.1.3 durchgeführt - erforderlich, die sich langfristig wesentlich schwieriger als eine Prognose des Energiebedarfs gestaltet, da auch die Wirtschaftlichkeit zukünftiger Energie-

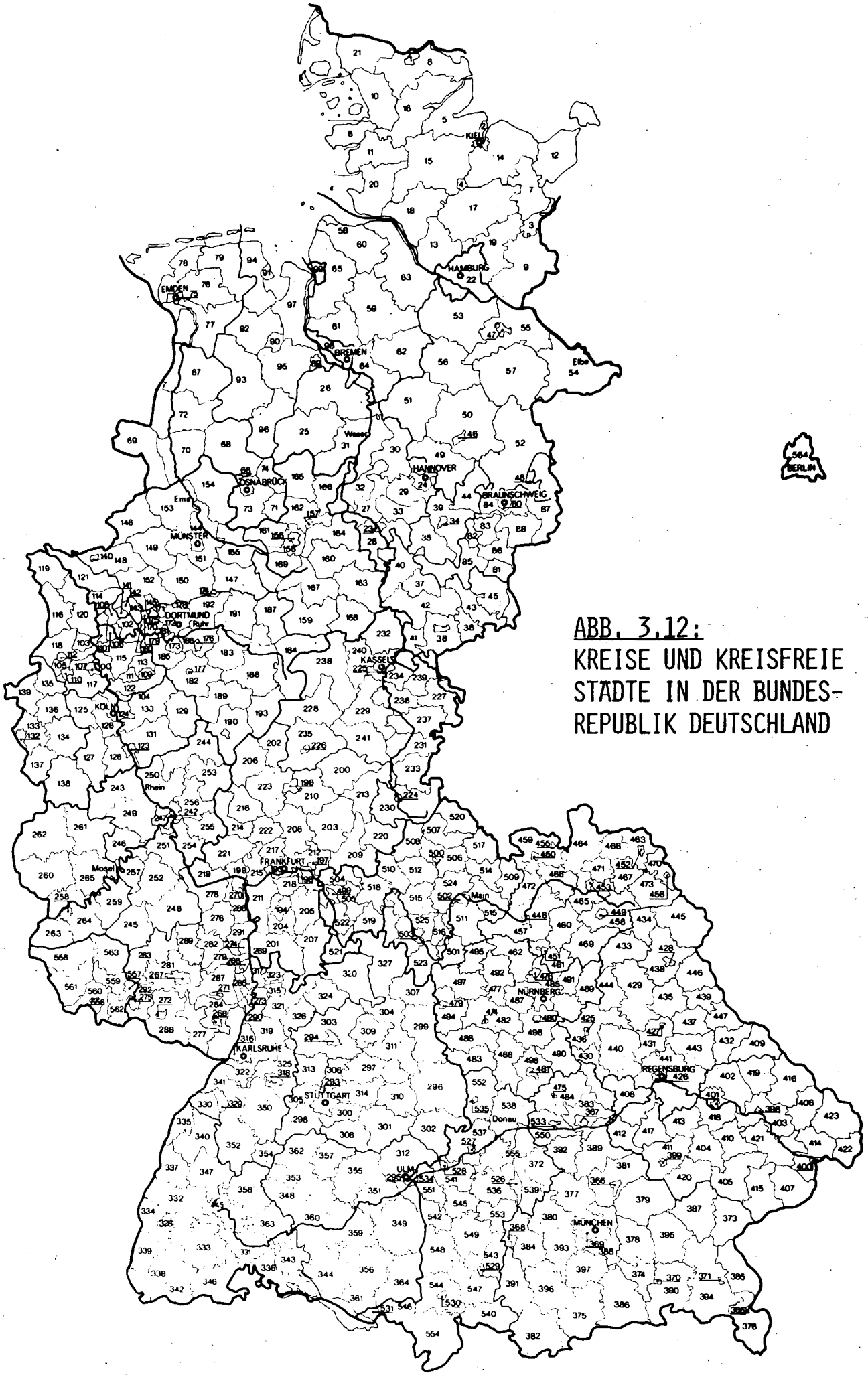


ABB. 3.12:
KREISE UND KREISFREIE
STÄDTE IN DER BUNDES-
REPUBLIK DEUTSCHLAND

Kreis	Name	Jahr	Einwohner [10 ³]	Landwirtschafts- verbrauch [GWh]	Haus- halts- verbrauch [GWh]	Verbrauch Handel + Gewerbe [GWh]	Öffentl. Einricht. + Verkehr [GWh]	Verbrauch Industrie [GWh]	Verluste + Nicht- erfaßtes [GWh]	Gesamt- verbrauch [GWh]
1	Düsseldorf, Krfst.	1970	689	2,2	600	232	192	1 521	142	2 682
2	Duisburg, Krfst.	1970	472	0,7	410	158	131	5 519	384	6 551
3	Essen, Krfst.	1970	708	2,5	616	238	197	1 060	118	2 226
4	Krefeld, Krfst.	1970	225	2,8	195	75	63	1 861	123	2 314
5	Leverkusen, Krfst.	1970	108	0,8	94	36	30	2 032*	123	2 309
6	M-Gladbach, Krfst.	1970	153	2,7	133	51	43	182	23	434
7	Mülheim, Krfst.	1970	190	1,9	165	64	53	960	70	1 310
...
88	Lippstadt	1970	109	15,6	95	37	30	417	33	625
89	Meschede	1970	85	21,4	78	29	22	105	14	270
90	Olpe	1970	107	18,1	93	36	30	146	18	340
91	Siegen	1970	294	25,4	208	80	66	666	59	1 103
92	Soest	1970	115	15,8	100	39	32	107	16	309
93	Unna	1970	242	14,1	210	81	67	377	42	789
94	Wittgenstein	1970	47	16,0	41	16	14	33	7	125
			17 554	1 100	15 270	5 896	4 889	62 570	5 025	94 750
1	Düsseldorf, Krfst.	1975	691	3,6	1 047	346	292	1 825	185	3 690
2	Duisburg, Krfst.	1975	477	1,2	723	239	202	7 372	450	8 965
3	Essen, Krfst.	1975	714	4,0	1 082	357	302	1 407	166	3 310
4	Krefeld, Krfst.	1975	226	4,5	342	113	95	2 490	160	3 198
5	Leverkusen, Krfst.	1975	109	1,3	166	55	46	2 532*	148	2 941
6	M-Gladbach, Krfst.	1975	155	4,4	234	77	65	234	32	647
7	Mülheim, Krfst.	1975	191	3,0	280	69	81	1 210	88	1 764
...
88	Lippstadt	1975	113	25,2	170	56	47	557	45	899
89	Meschede	1975	87	36,8	143	44	38	116	17	395
90	Olpe	1975	112	29,3	170	56	47	196	26	523
91	Siegen	1975	249	41,1	377	124	106	869	80	1 592
92	Soest	1975	119	25,7	180	59	50	149	24	488
93	Unna	1975	251	22,9	380	126	106	498	60	1 190
94	Wittgenstein	1975	48	26,0	73	24	20	47	10	200
			17 660	1 729	26 334	8 645	7 980	81 662	6 650	133 000
1	Düsseldorf, Krfst.	1980	693	5,8	1 798	516	448	2 189	245	5 191
2	Duisburg, Krfst.	1980	483	1,9	1 253	360	312	9 847	581	12 330
3	Essen, Krfst.	1980	719	6,5	1 867	536	465	1 872	234	4 970
4	Krefeld, Krfst.	1980	227	7,3	588	169	146	3 332	209	4 443
5	Leverkusen, Krfst.	1980	111	2,0	288	83	72	3 156*	178	3 770
6	M-Gladbach, Krfst.	1980	156	7,0	406	117	101	301	46	976
7	Mülheim, Krfst.	1980	192	4,9	500	143	124	1 525	113	2 406
...
88	Lippstadt	1980	116	40,8	303	87	75	743	62	1 307
89	Meschede	1980	90	63,4	264	67	66	140	29	629
90	Olpe	1980	117	47,4	305	87	76	262	38	813
91	Siegen	1980	258	66,5	670	192	167	1 132	110	2 333
92	Soest	1980	123	41,5	319	92	79	209	37	775
93	Unna	1980	261	37,0	677	194	168	659	86	1 817
94	Wittgenstein	1980	50	42,0	130	37	32	65	15	322
			17 895	2 487	44 413	12 984	13 286	107 666	9 104	189 800
1	Düsseldorf, Krfst.	1985	694	9,3	2 875	771	689	2 626	321	7 278
2	Duisburg, Krfst.	1985	488	3,1	2 022	542	484	13 150	746	16 920
3	Essen, Krfst.	1985	724	10,4	3 000	805	719	2 496	324	7 340
4	Krefeld, Krfst.	1985	228	11,8	943	253	809	4 460	271	6 153
5	Leverkusen, Krfst.	1985	113	3,3	466	125	112	3 933*	214	4 843
6	M-Gladbach, Krfst.	1985	158	11,4	655	176	157	388	64	1 448
7	Mülheim, Krfst.	1985	193	7,9	802	215	192	1 924	145	3 278
...
88	Lippstadt	1985	120	65,9	500	134	120	992	83	1 891
89	Meschede	1985	93	98,0	395	97	105	169	45	909
90	Olpe	1985	123	76,5	509	136	122	350	55	1 246
91	Siegen	1985	268	107,3	1 110	298	266	1 476	150	3 400
92	Soest	1985	127	67,0	525	141	126	293	53	1 203
93	Unna	1985	271	59,8	1 221	301	269	978	126	2 850
94	Wittgenstein	1985	52	67,8	216	58	51	92	22	506
			18 207	3 780	72 910	19 710	21 106	140 400	12 100	270 000

* Geschätzter Wert

Tabelle 3.1: Prognose des Verbrauchs an elektrischer Energie auf Kreisebene in Nordrhein-Westfalen

produktionssysteme abgeschätzt werden muß.

Die notwendige gesamte Kraftwerksleistung für die Deckung des Stromverbrauchs läßt sich aus der Prognose des Bevölkerungswachstums (Abb. 3.1), des Pro-Kopf-Bedarfs an elektrischer Energie (Abb. 3.2) und der Stromverbrauchscharakteristik ermitteln. Die Abb. 3.13 und die Abb. 3.14 zeigen Prognosen der

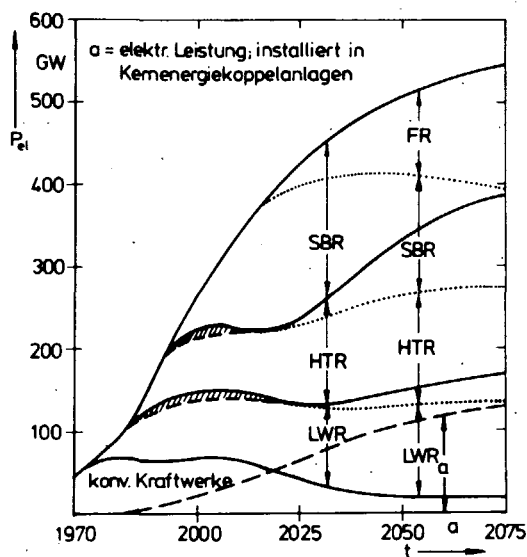


ABB. 3.13: MÖGLICHE AUFTeilUNG DER INSTALLIERTEN KRAFTWERKS-NETTOLeISTUNG ZUR STROMERZEUGUNG IN DER BRD

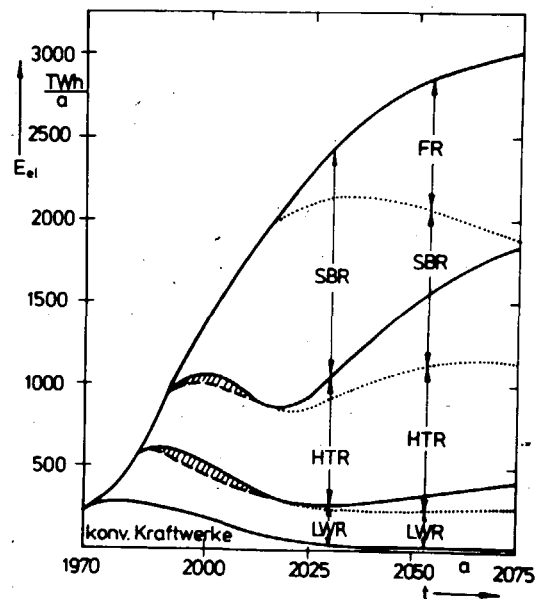


ABB. 3.14: MÖGLICHE ANTEILE DER KRAFTWERKSTYPEN AN DER ELEKTR. ENERGIEERZEUGUNG IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND

installierten elektrischen Nettoleistung und der elektrischen Energieerzeugung, unterteilt nach den Kraftwerkstypen: konventionelle Kraftwerke, Leichtwasserreaktoren (LWR), Hochtemperaturreaktoren (HTR), Schnelle Brutreaktoren (SBR) und gegebenenfalls Fusionsreaktoren (FR). Dieser Prognose sind umfangreiche Rechnungen [Gr73.2] mit einem Rechenverfahren der Nichtlinearen Programmierung zur optimalen Zubau- und Einsatzplanung von Kraftwerken [Meu72.2] im Zeitraum 1975 bis 2005 vorangegangen. Die langfristige Vorhersage der Aufteilung der Kraftwerksleistung nach 2005 stützt sich allein auf Plausibilitätserklärungen ab.

Die in Kapitel 3.1.2 unter dem Absatz Kernenergie angeführte Erläuterung, daß zur gesamten Nutzung der Uran- und Thoriumvorräte das Gesamtsystem der Kernspaltungsreaktoren den Konversionsfaktor "1" erreichen muß, ist eine wesentliche Prognosevoraussetzung. Unterstellt man bei den einzelnen Reaktortypen Konversionsfaktoren von $C_{LWR} = 0,65$, $C_{HTR} = 0,9$ und $C_{SBR} = 1,3$, so wäre ein System aus Kernspaltungsreaktoren im Gleichgewicht denkbar, bei dem die Energieproduktion zu $\approx 1/3$ von SBR, $\approx 1/2$ von HTR und $\approx 1/6$ von LWR erbracht würde.

Aus den Rechnungen für die optimale Zubauplanung von Kraftwerken ergibt sich ein starker Zubau der fortgeschrittenen Reaktortypen HTR und SBR, sobald ihr wirtschaftlicher Einstandszeitpunkt festgelegt wird. Die Erfahrungen mit der Einführung des LWR in den Markt zeigen jedoch, daß neue Kraftwerkstypen nur allmählich in den Markt eindringen. Die schraffierten Bereiche in Abb. 3.13 und Abb. 3.14 sollen die Situation der verzögerten Markteinführung des HTR und SBR verdeutlichen.

Der starke Zubau von SBR-Kernkraftwerken im Zeitraum von 1995 bis 2025 basiert auf der Annahme eines hohen Plutoniumbedarfs für das Inventar des ersten Kerns weiterer Zubauten dieses Typs. Daher dürfte relativ wenig Plutonium für die Recyclierung in thermischen Reaktoren übrigbleiben. Im Anschluß an die Aufbauphase des SBR-Anteils am Kraftwerkverbund fällt ein größerer Plutoniumüberschuß an, der in thermischen Reaktoren verwendbar ist. Aus heutiger Sicht kann vorausgesetzt werden, daß der LWR gegenüber dem HTR und dieser gegenüber dem SBR einen Vorteil in den Investitionskosten behalten dürfte. Daher wird man bestrebt sein, den Anteil des SBR am Kraftwerkverbund nur so groß werden zu lassen, wie er zur Nutzung der gesamten Kernbrennstoffe unbedingt erforderlich ist. Auf dieser These aufbauend, ergibt sich nach 2025 im wesentlichen nur noch ein Zubau an thermischen Reaktoren (HTR und LWR).

Außerordentlich schwierig gestaltet sich der Versuch, die Einsatzmöglichkeiten der Fusionsreaktoren abzuschätzen, da aus heutiger Sicht weder der Zeitpunkt der technischen Realisierbarkeit noch der des wirtschaftlichen Durchbruchs dieses Konzepts erkennbar ist. Alternativ zu der obigen Prognose (durchgezogene Kurven) ist in Abb. 3.13 und 3.14 eine mögliche Energie- bzw. Leistungsaufteilung bei zusätzlichem Einsatz des FR punktiert eingezeichnet. Der wirtschaftliche Einstandszeitpunkt wurde um 2020 angenommen. Dabei dürfte der FR vornehmlich zur Deckung der Grundlast herangezogen werden, womit sich die Einsatzmöglichkeiten des SBR und des HTR erheblich schmälern würden.

Die Prognose der Deckung des Prozeßwärmebedarfs durch Kernenergie in Kapitel 3.1.3 geht von der Voraussetzung aus, daß die Prozeßwärme in Kernenergiekoppelanlagen erzeugt wird, in denen ungefähr die halbe thermische Leistung zur Stromproduktion dient. Die Kurve a in Abb. 3.13 zeigt die elektrische Nettoleistung, die gemäß der Prognose in Abb. 3.11 in Kernenergiekoppelanlagen installiert sein könnte. Ein möglicher Einsatz

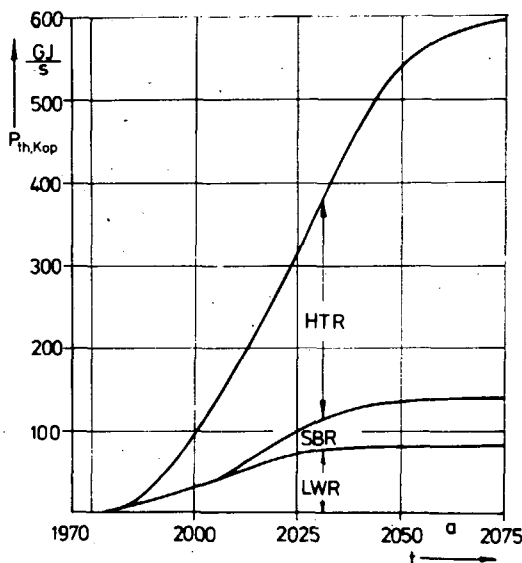


ABB. 3.15: MÖGLICHER ANTEIL DER THERMISCHEN LEISTUNG EINZELNER REAKTORTYPEN ZUR ERZEUGUNG VON PROZESSWÄRME

der verschiedenen Reaktorbaulini-
en zur Erzeugung von Prozeß-
wärme ist in Abb. 3.15 darge-
stellt. Wegen der hohen Tempe-
raturen, die im HTR erreich-
bar sind, dürfte dieser Reak-
tortyp bevorzugt zum Einsatz
gelangen. Allerdings sollte be-
rücksichtigt werden, daß gerade
für den Verbrauchssektor Dampf-
erzeugung (siehe Abb. 3.11)
auch Reaktortypen mit niedri-
gerem Temperaturniveau geeig-
net erscheinen.

3.3 Prognose des gesamten und elektrischen Energieverbrauchs sowie des Prozeßwärmebedarfs in der Welt

Zur Abschätzung der langfristigen globalen radiologischen Umweltbelastung ist auch eine Gesamtenergieprognose für die Welt erforderlich. Das verwendete Prognoseverfahren basiert auf der Entwicklung der Bevölkerung und des Pro-Kopf-Verbrauchs in 146 Ländern der Erde. Eine detaillierte Sektorenprognose für die einzelnen Länder als Grundlage für die Abschätzung des Pro-Kopf-Verbrauchs - wie im Fall der Bundesrepublik Deutschland - war für die Weltprognose wegen des erheblichen Aufwandes nicht angebracht. Die Ergebnisse der detaillierten Prognose für die Bundesrepublik Deutschland konnten aber zur Abschätzung des Pro-Kopf-Verbrauchs in den einzelnen Ländern herangezogen werden.

3.3.1 Abschätzung der Bevölkerungsentwicklung in der Welt

In dem verwendeten Modell zur Ermittlung der Bevölkerungsentwicklung wird von der Einwohnerzahl eines jeden Landes im Jahre 1969 ausgegangen und mittels der jährlichen Bevölkerungszuwachsraten die Einwohnerzahlen der folgenden Jahre - von 1970 bis 2100 - ermittelt [Gr73.2], [Le 74]. Diese Zuwachsraten ergeben sich aus der Differenz von prognostizierten Natalitäts- und Mortalitätskurven (Geburten- bzw. Sterberate je 1000 Einwohner und Jahr). Prinzipiell müßten für jedes der untersuchten 146 Länder die Natalitäts- und Mortalitätskurven prognostiziert werden. Da aber viele Länder eine ähnliche Struktur im Bevölkerungswachstum aufweisen, genügt eine Aufteilung in verschiedene Wachstumstypen. Die in dieser Prognose verwendeten 8 Typen, zu denen die 146 Länder zugeordnet werden, sind in Abb. 3.16 dargestellt.

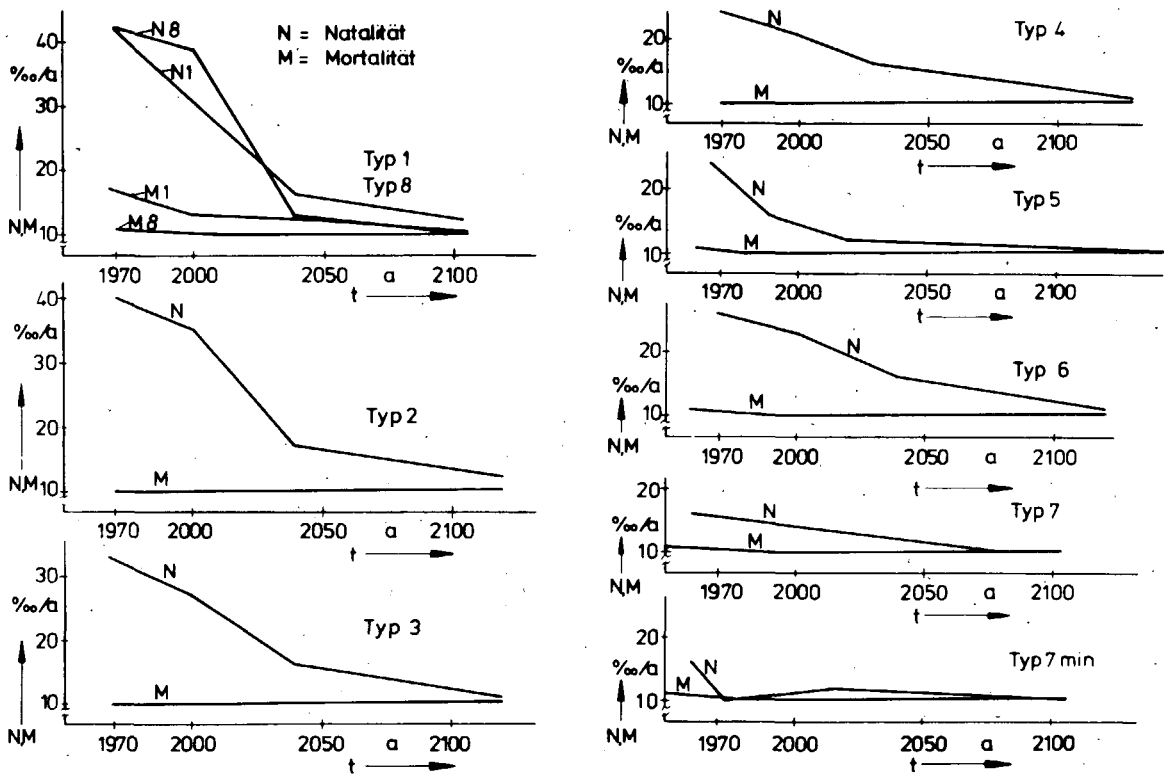


ABB. 3.16: MÖGLICHE ENTWICKLUNG DER GEBURTS- UND STERBERATEN FÜR 8 TYPEN DES REVOLKERUNGSWACHSTUMS

Folgende Annahmen oder Gesichtspunkte liegen der Prognose der Natalitäts- und Mortalitätskurven zugrunde:

- Nur die Differenz zwischen Natalität und Mortalität ist interessant, nicht aber ihre absoluten Werte.
- Die Zuwachsraten werden spätestens im letzten Drittel des Prognosezeitraumes weltweit fallende Tendenzen aufweisen.
- Bei steigendem Lebensstandard wird sowohl die Natalität als auch die Mortalität abnehmen.
- Die großen Wanderungsbewegungen in hochindustrialisierte Länder werden nachlassen.
- Geschehnisse in weiter entwickelten Ländern werden in ähnlicher Form mit zeitlicher Verzögerung auch in den weniger entwickelten Ländern zu beobachten sein.

- Die Möglichkeit weltweiter Katastrophen wurde nicht in Betracht gezogen.

Die mit Hilfe dieser Prognose gewonnenen Bevölkerungsentwicklungen für einzelne Länder sind auszugsweise in den Abb. 3.17 und 3.18 dargestellt.

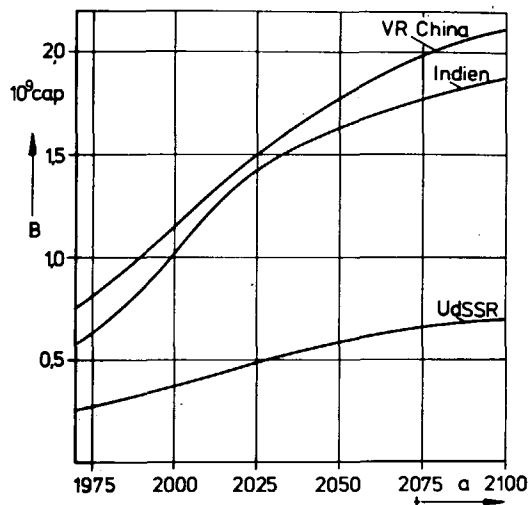


ABB. 3.17: MÖGLICHE BEVÖLKERUNGSENTWICKLUNG EINZELNER LÄNDER

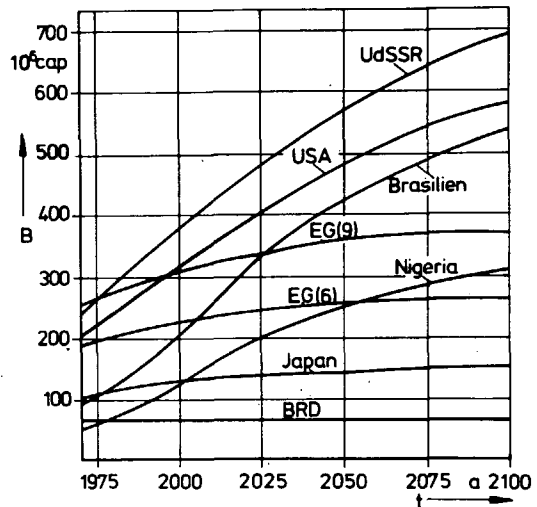


ABB. 3.18: MÖGLICHE BEVÖLKERUNGSENTWICKLUNG EINZELNER LÄNDER

Die Tabelle 3.2 und die Abb. 3.19 zeigen die prognostizierte Entwicklung der Weltbevölkerung im Vergleich zu anderen Prog-

Tabelle 3.2	Weltbevölkerungsprognosen					
	Autor	Veröffentlicht	Prognosejahre			
			1980	2000	2050	2100
			10 ⁹ Capita			
Pearl u. Reed	1924		1,95	2,0		
Pearl u. Gould	1936		2,5	2,6		
Wilcox	1940		4,0			
Putnam	1953		3,7			
Brown et al.	1957		5,0	7,0		
UN (PRB)	1962	4,1	6,27			
"	1964	4,27				
Fucks	1965		6,6	9,5		
Zimen	1970	4,4	7,6	17,0	23,0	
Fichtner	1971	4,45	6,05	9,8	12,1	
Statistisches Jahrbuch der BRD	1972	4,456	6,493			
Arbeitsprognose	1973	4,339	6,117	9,93	11,96	

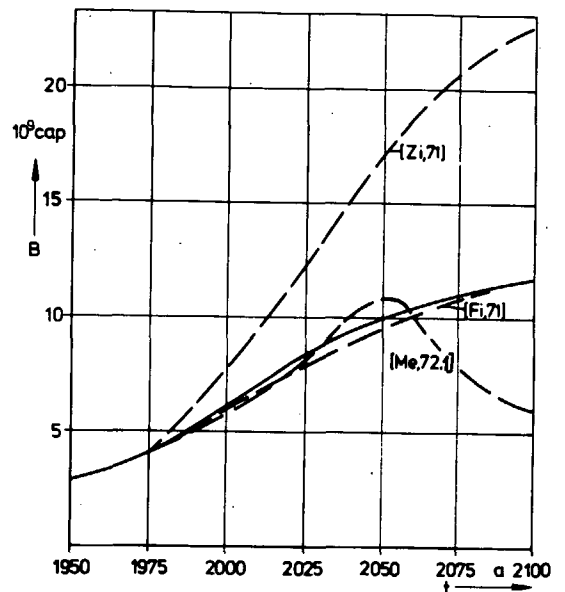


ABB. 3.19: MÖGLICHE ENTWICKLUNG DER BEVÖLKERUNG DER WELT

nosen. Die mit [Me72.1] gekennzeichnete Kurve in Abb. 3.19 ist das Ergebnis des Standardlaufes dieser Quelle. Der sich hierin abzeichnende katastrophale Bevölkerungsrückgang in ca. 50 Jahren ist aber weder wahrscheinlich noch wünschenswert, da technische Neuerungen, Geburtenplanung, intensive Rohstoffnutzung und -recycling u. a. eine so extreme Bevölkerungsentwicklung verhindern dürften.

3.3.2 Prognose des gesamten Primärenergiebedarfs und des Verbrauchs an elektrischer Energie

Ausgehend von der Prognose des Pro-Kopf-Bedarfs an elektrischer und Primärenergie in der Bundesrepublik Deutschland wird der entsprechende Pro-Kopf-Bedarf in den 146 Ländern prognostiziert. Dabei werden logistische Funktionen benutzt, deren Sättigungswerte mit Hilfe folgender Gesichtspunkte geschätzt wurden:

- Rohstoffvorräte : In Zukunft kann davon ausgegangen werden, daß eine verstärkte Industrialisierung in den Ländern mit Rohstoffvorräten stattfindet.
- Klima : Es beeinflußt sehr wesentlich den Wärmeverbrauch.
- Bevölkerungsdichte : In dicht besiedelten Ländern wird der Verbrauchssektor Verkehr einen niedrigen Energiebedarf pro Kopf erfordern.
- Fruchtbarkeit des Bodens : In sehr trockenen Gebieten könnte eine künstliche Bewässerung notwendig werden, die einen erhöhten Energiebedarf erfordert.

Die Abbildungen 3.20 und 3.21 zeigen für einige Länder der Erde und für den Weltdurchschnitt die prognostizierte Entwicklung

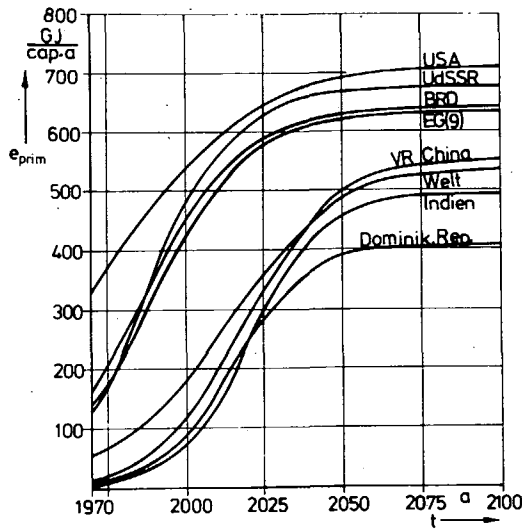


ABB. 3.20: MÖGLICHE ENTWICKLUNG DES PRO-KOPF-PRIMÄRENERGIEVERBRAUCHS IN EINZELNEN LÄNDERN

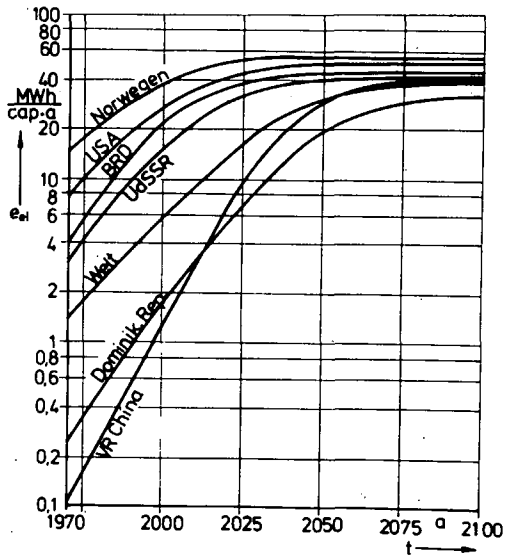


ABB. 3.21: MÖGLICHE ENTWICKLUNG DES PRO-KOPF-STROMVERBRAUCHS IN EINZELNEN LÄNDERN

des Pro-Kopf-Verbrauches an Primärenergie und elektrischer Energie.

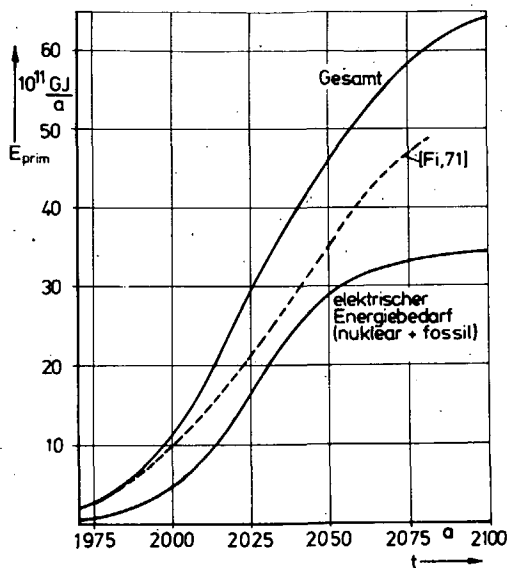


ABB. 3.22: PROGNOSE DES PRIMÄR- UND ELEKTR. ENERGIEBEDARFS IN DER WELT

In Abb. 3.22 ist der prognostizierte Bedarf an Primärenergie für den Stromerzeugungssektor und für den gesamten Energieverbrauch in der Welt dargestellt. Die Gesamtbedarfskurve umfaßt neben der elektrischen Energie als weiteren Sekundärenergiebereich die Prozeßwärme (in Abb. 3.24 in etwa die Differenz zwischen den Kurven mit der Kennzeichnung "Gesamtnuklear" und "Elektrischer Energiebedarf").

3.4 Prognose der Deckung des Primärenergiebedarfs und der Kraftwerkszubauleistung in der Welt

Wie schon in Kapitel 3.2 angeführt, ist für die Beurteilung der notwendigen Kraftwerkszubauleistung eine Deckungsprognose

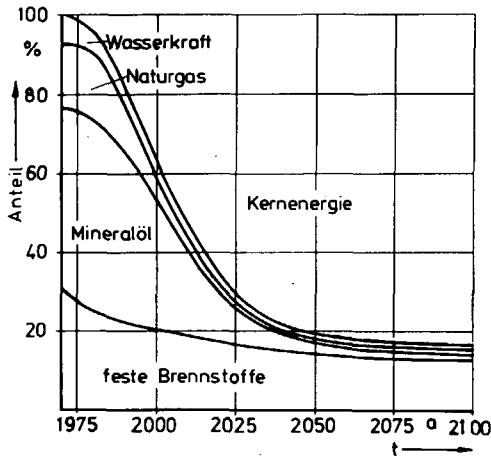


ABB. 3.23: MÖGLICHE ANTEILE DER PRIMÄRENERGIETRÄGER AN DER DECKUNG DES PRIMÄRENERGIEBEDARFS IN DER WELT

des Energiebedarfs erforderlich. Die Abb. 3.23 zeigt eine mögliche Deckung des Gesamtenergiebedarfs durch einzelne Primärenergieträger. Nach dieser Prognose beträgt der Anteil der Kernenergie am Ende des Betrachtungszeitraumes etwas mehr als 80%. Ein Vergleich der Abb. 3.23 mit der Abb. 3.6 läßt weltweit einen etwas höheren Kernenergieanteil an der Bedarfsdeckung erkennen als in der Bundesrepublik Deutschland. Dies läßt sich mit den großen Kohlevorräten der Bundesrepublik Deutschland begründen, die über den Einsatz der Prozeßwärme aus

Kernenergie zur Kohlevergasung und -verflüssigung in verstärktem Maße zur Energiebedarfsdeckung herangezogen werden können.

Die Abb. 3.24 zeigt eine mögliche Primärenergieaufteilung der gesamten aus Kernkraftwerken bereitgestellten Sekundärenergie auf einzelne Kraftwerkstypen, die mit ähnlichen Überlegungen wie in Kapitel 3.2 aufgestellt wurde. Der aus Kernkraftwerken zu deckende Energiebedarf, der sowohl zur Erzeugung von Prozeßwärme als auch elektrischer Energie dient, ergibt sich aus den Daten der Abb. 3.22 und Abb. 3.23. Die Differenz zwischen dem gesamten Primärenergiebedarf und dem nuklearen Deckungsanteil wird gegen Ende des Prognosezeitraumes hauptsächlich durch die festen Brennstoffe gedeckt (siehe Abb. 3.23).

Die zugehörige Prognose der zuzubauenden thermischen Kraftwerksleistung der einzelnen Typen in der Welt, die mit der Deckungsprognose der Abb. 3.24 korrespondiert, zeigt Abb. 3.25. Die installierte thermische Leistung zur Prozeßwärmeezeugung wird durch die Differenz der mit "Gesamt nuklear" und "Nukleare Leistung zur Stromerzeugung" gekennzeichneten Kurven angezeigt.

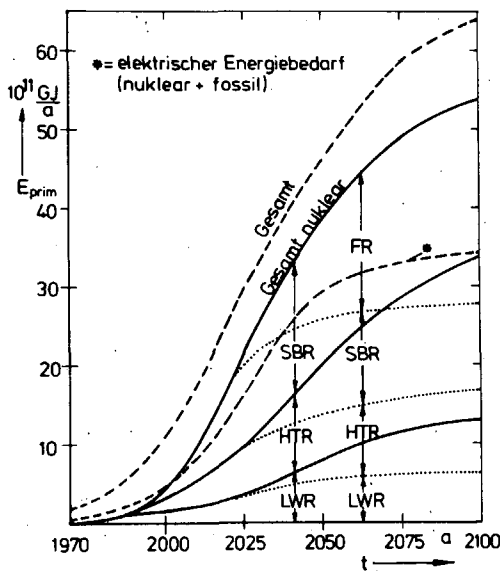


ABB. 3.24: PROGNOSE DES EINSATZES DER KERNENERGIE ZUR DECKUNG DES PRIMÄR-ENERGIEBEDARFS IN DER WELT

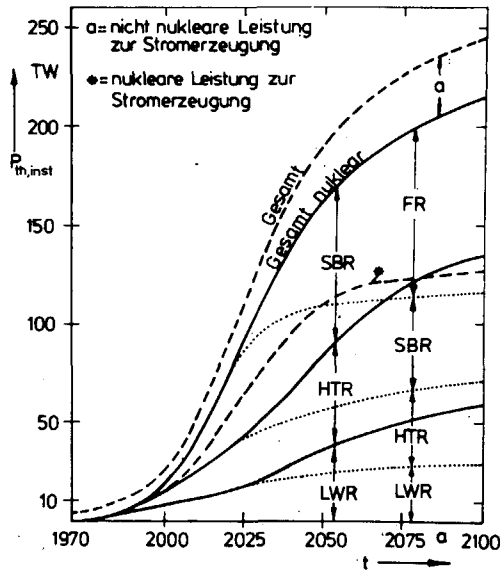


ABB. 3.25: MÖGLICHE ANTEILE DER KERNKRAFTWERKSTYPEN AN DER GESAMTEN INSTALLIERTEN THERMISCHEN LEISTUNG IN DER WELT

Die punktierten Linien geben eine mögliche Aufteilung des Leistungs- bzw. Energiebedarfs in der Welt im Falle des Einsatzes von Fusionsreaktoren an. Gegenüber der Prognose für die Bundesrepublik-Deutschland ist der weitere starke Bedarfsanstieg der installierten Leistung und der Primärenergie in der Welt auch mit fortschreitender Prognosezeit bemerkenswert. Dies ist hauptsächlich auf den Nachholbedarf der Entwicklungsländer zurückzuführen.

4. MÖGLICHE STANDORTE VON KERNKRAFTWERKEN UND WIEDERAUFARBEITUNGSANLAGEN IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND

Die in dieser Untersuchung durchgeführte Standortbestimmung ist allein aus der Sicht der Zielsetzung der Studie zu verstehen und besitzt daher nur Modellcharakter; zu vertreten ist dagegen nur eine großräumige Standortfestlegung für die nahe Zukunft. Die großräumige Standortwahl für obige kerntechnische Anlagen erfolgte anhand von Kriterien, die unter die 3 Kategorien einzuordnen sind:

- Wirtschaftlichkeit und Infrastruktur
- Sicherheit der Anlage
- Schutz der Umwelt und der Bevölkerung sowie Wahrung Ihrer Interessen

In Tabelle 4.1 sind einige Kriterien der Standortwahl aufgeführt, um die Vielfalt der zu berücksichtigenden Einflüsse aufzuzeigen [Bu73.1], [Ma71.1]. Die wesentlichen Kriterien der Standortwahl für die Kernkraftwerke bzw. Wiederaufarbeitungsanlagen werden in den Kapiteln 4.1 und 4.2 angeführt.

4.1 Mögliche Standorte von Kernkraftwerken

Die in den Abb. 3.13, 3.14 und 3.15 dargestellten Prognosen über den Zubau von Kernkraftwerken zur Deckung des Bedarfs an elektrischer Energie und Prozeßwärme bilden die Grundlagen für die Standortuntersuchung.

Die erstellte Standortprognose der Kernkraftwerke erfolgte unter Beachtung der Kategorien anhand von teils in Tab. 4.1 enthaltenen Kriterien, die in [Ba 73] und [Le 74] näher erläutert sind. Die wesentlichen Kriterien für die Standortwahl sind für Kernenergieanlagen zur reinen Stromerzeugung stark abweichend von denen zur Prozeßwärmeerzeugung.

Kategorie	Gruppe	Kriterium
Wirtschaftlichkeit und Infrastruktur	Transportmöglichkeiten	Lage zu Wasserwegen Straßennetz Schienennetz Flughäfen
	Lage zu Versorgungseinricht. u. Verbrauchern	Entsorgungsstätte Verbundnetz Gasnetz Industriekomplexe Fernwärmeversorgung Rohstofflagerstätten örtl. Kühlmöglichkeiten
	Infrastrukturmaßnahmen	örtl. Zulieferfirmen Industrialisierungsmaßnahmen (niedrige Grundstückskosten) günstiger Arbeitsmarkt
Sicherheit der Anlage sowie Wirtschaftlichkeit und Infrastruktur	geologische Verhältnisse	Baugrundfestigkeit Baugrundbeschaffenheit
	seismologische Verhältnisse	Erdbebenintensität Erdbebenfestigkeit Abstand zu seismischen Zentren u. Brücken
	hydrologische Verhältnisse	Trink- und Brauchwasserversorgung Überschwemmungsgefahr
	meteorologische Verhältnisse	Windrichtungen u. -stärken Temperatur- und Feuchtigkeitsprofile Niederschlagsmenge Stofftransportbedingungen
	Einwirkungen von außen	radiologische Vorbelastung Explosionsgefahr Flugzeugabsturz andere Katastrophen
Schutz der Umwelt und der Bevölkerung sowie Wahrung ihrer Interessen	Schutzgebiete	Erholungsgebiete Landschafts- und Naturschutzgebiete Wasserschutzgebiete (Trinkwasser)
	Ökologie	radiologische, biologische, meteorologische, hydrologische Belastungen
	Bevölkerungsinteressen	Bevölkerungsdichte landwirtschaftliche Nutzung regionale Entwicklung, öffentliche Meinung ästhetische Gesichtspunkte

Tab. 4.1: Kriterien zur Standortwahl von Kernkraftwerken und Wiederaufarbeitungsanlagen

Stromerzeugungsanlagen sind in der Standortwahl relativ flexibel; als wesentliche Kriterien sind zu nennen:

- Lage zum Hochspannungsnetz
- Kühlmöglichkeiten des kalten Endes des Kraftwerks am Standort

Mit zunehmender Kraftwerkskapazität wird längerfristig gesehen ein Übergang von der nassen zur trockenen Rückkühlung in Kühltürmen notwendig werden [BiRa 72] : Die Genehmigung für reine

Flußwasserkühlung ist heute in der Bundesrepublik Deutschland kaum mehr erhältlich.

In erster Linie aus wirtschaftlichen Gründen ergeben sich für Prozeßwärmereaktoren die folgenden wesentlichen Kriterien:

- Nahe Lage zu Industriekomplexen (Raffinerie, Stahlerzeugung, Chemiekomplex)
- Nahe bei Rohstofflagerstätten (Synthese der Braunkohle, Steinkohle)
- In der Nähe von Versorgungsnetzen, z. B. Gasnetz (Synthesegas)
- In der Nähe von Städten zur Fernwärmeversorgung

Die Standortbestimmung erfolgt einmal im Referenzfall für herkömmliche Kraftwerkskonzepte (Einzelkraftwerke), zum anderen für Nuklearparks, sogenannten Multi-Block-Kernkraftwerken mit weitestgehender Integration der Komponenten.

4.1.1 Kernkraftwerksstandorte im Referenzfall

Die Prognose des regionalen Verbrauchs an elektrischer Energie auf Kreisebene in Kapitel 3.1.4 dient als Grundlage zur Bestimmung der Standorte für Kernenergieanlagen zur Stromerzeugung. Dabei wird eine möglichst verbrauchernahe Erzeugung angenommen, d. h., die Standorte werden so gewählt, daß der Verbrauch an elektrischer Energie in den einzelnen Bundesländern der Bundesrepublik Deutschland annähernd auch durch Kraftwerke, deren Standorte in den entsprechenden Ländern liegen, gedeckt werden kann.

Die Abb. 4.1 zeigt eine Karte der Bundesrepublik Deutschland mit den Kernkraftwerkstandorten bei einer gesamten installierten Nettoleistung an elektrischer Energie von 100 GW (ca. 1982). Die Abb. 4.2 und die Abb. 4.3 zeigen die gewählten Kraftwerkstandorte für die installierte Gesamtleistung von 200 GW bzw.

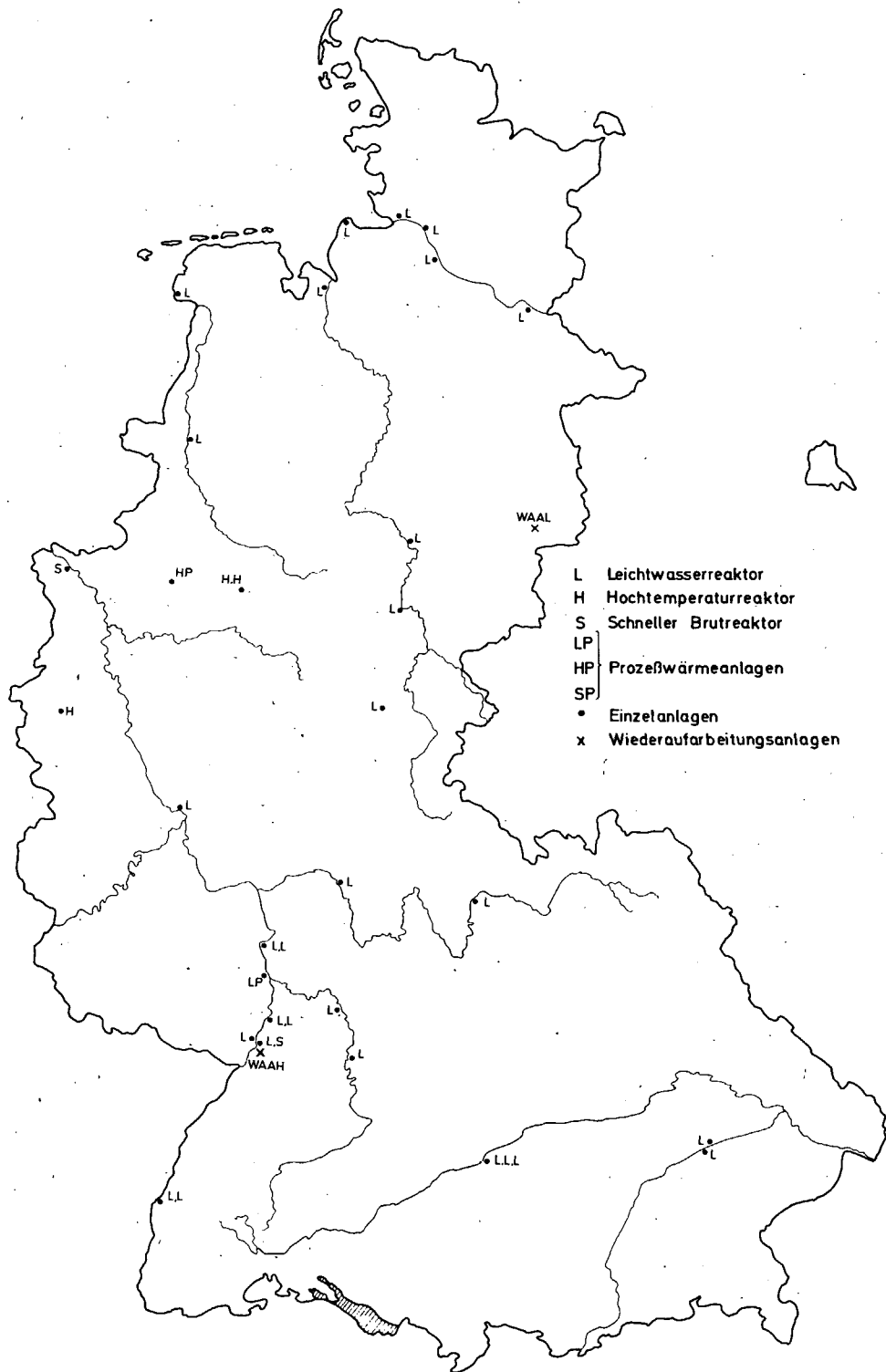


Abb. 4.1 Mögliche Kernkraftwerksstandorte in der BRD bei einer installierten elektrischen Nettoleistung von 100 GW

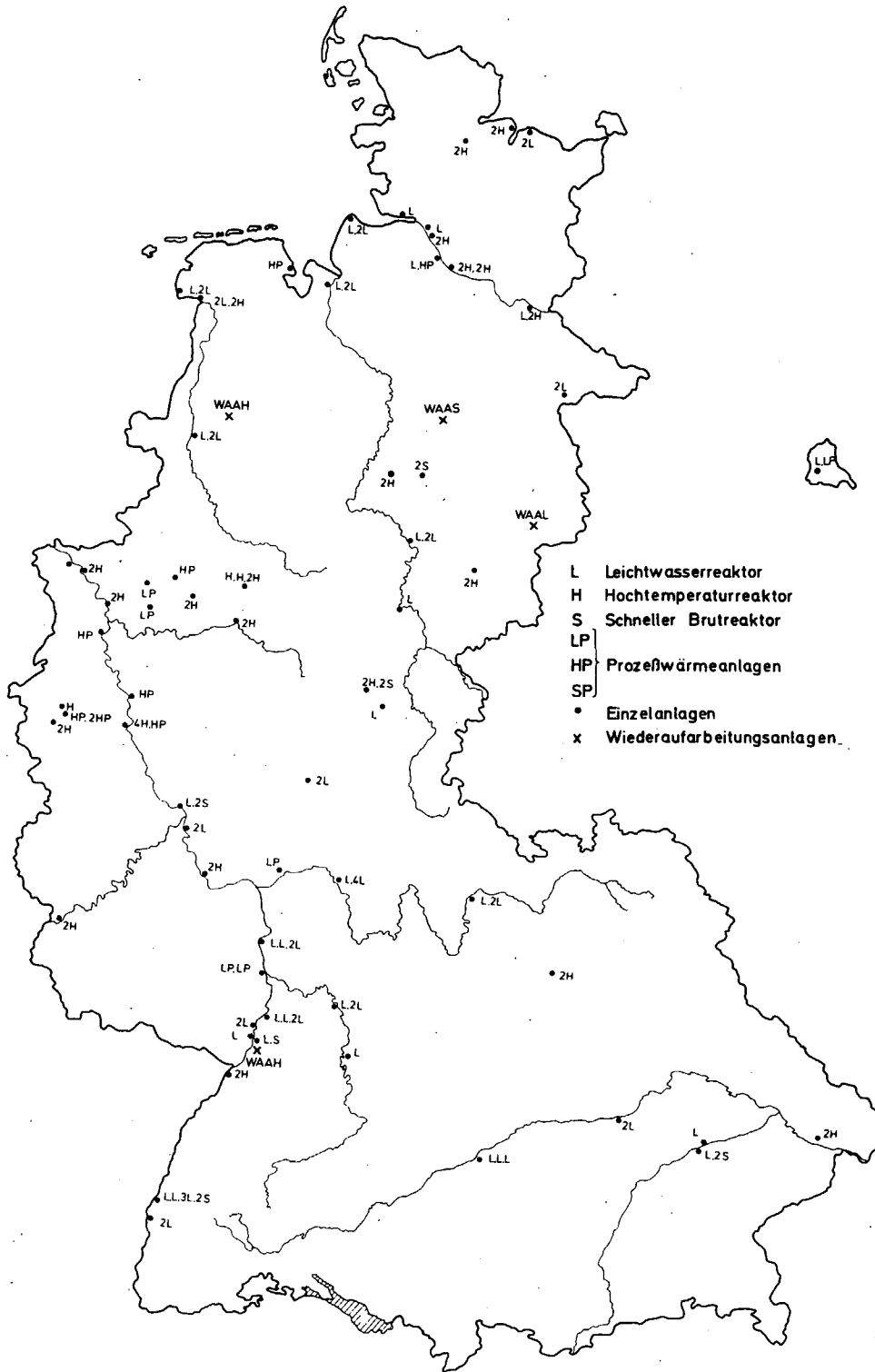


Abb. 4.2 Mögliche Kernkraftwerksstandorte in der BRD bei einer installierten elektrischen Nettoleistung von 200 GW.

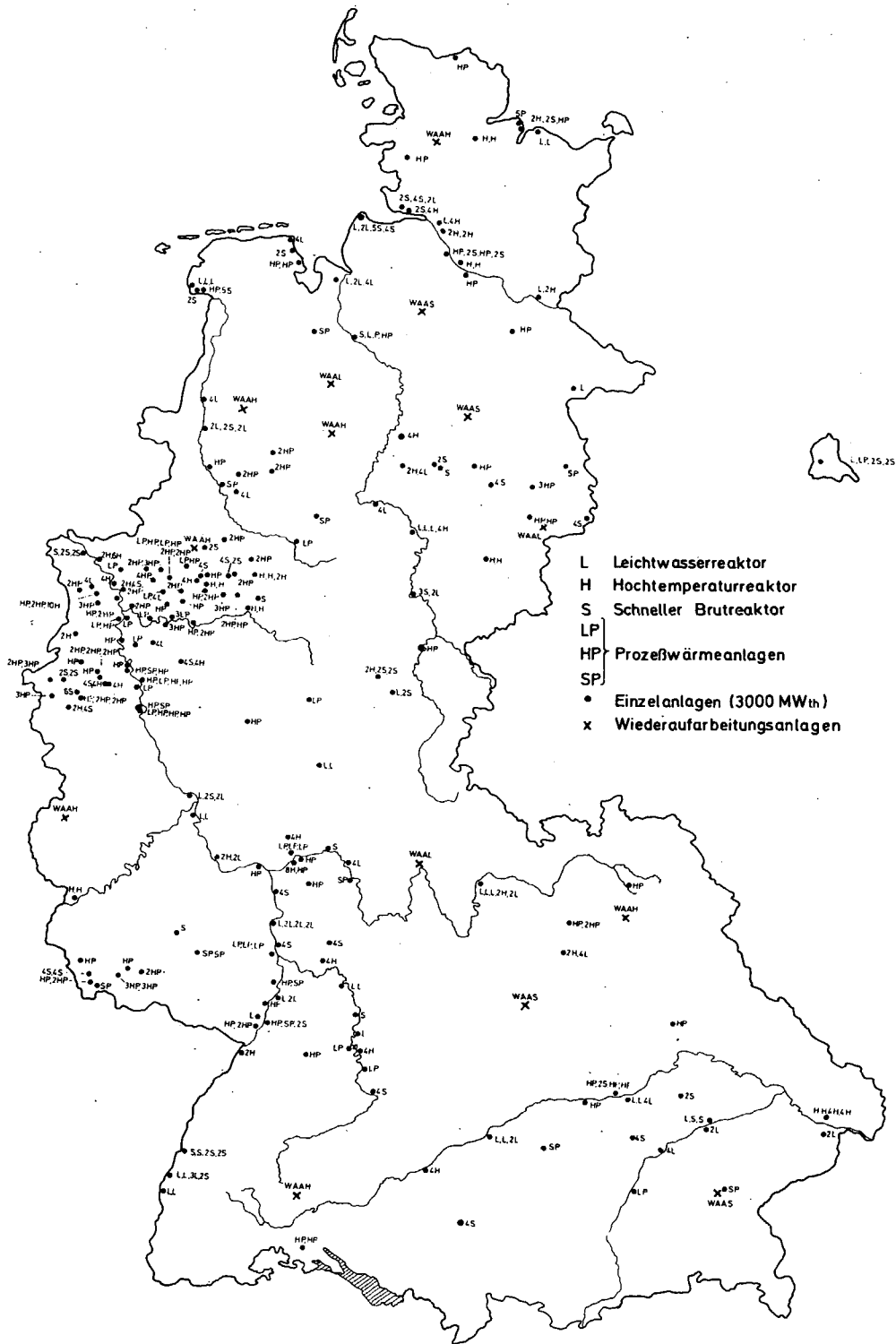


Abb.4.3 Mögliche Kernkraftwerksstandorte in der BRD bei einer installierten elektrischen Nettoleistung von 540 GW.

540 GW. Die Festlegung des Kernkraftwerktyps für einen Standort ist mit Ausnahme des HTR zur Prozeßwärmeerzeugung relativ willkürlich, allein die Leistungssumme eines Typs muß mit dem Ergebnis der Abbildungen 3.13 und 3.15 übereinstimmen. Für die LWR-Kernkraftwerke wird von der Annahme ausgegangen, daß der Zubau zu 60% durch Druckwasserreaktoren (DWR) und zu 40% durch Siedewasserreaktoren (SWR) gedeckt wird. Die Kernenergiekoppelanlagen zur Erzeugung von Prozeßwärme und elektrischer Energie sind durch ein P hinter der Typenbezeichnung gekennzeichnet, z. B. LP = Koppelanlage mit Leichtwasserreaktor.

Zur Auswertung der Standortprognose für die Untersuchung der zu erwartenden örtlichen radioaktiven Umweltbelastung wurde eine Standortliste erstellt, aus der die Zuordnung von Standort, Zubaureihenfolge, Kraftwerksleistung, Kraftwerkstyp und Reihenfolge des Abbaues hervorgeht.

4.1.2 Kernkraftwerksstandorte im Fall der Errichtung von Nuklearparks

Unter einem Nuklearpark wird nach [Wi73.1] eine weitestgehende integrierte Kombination von Energieerzeugungseinheiten verstanden, die bestimmte Elemente oder Untersysteme gemeinsam nutzen oder betreiben (z. B. Brennelementbecken, interne Stromversorgung). Eine Energieerzeugungseinheit besteht aus den Hauptkomponenten "Reaktor", "Turbine" und "Generator". Der Nuklearpark ist demzufolge kein neuer Reaktortyp, sondern ein neues Kraftwerksbaukonzept. Zu diesem Konzept führt in erster Linie die Erwartung einer Kostendegression der

- spezifischen Anlagekosten
- spezifischen Personalkosten
- spezifischen Lagerhaltungskosten.

Grundsätzlich gelten für Nuklearparks die gleichen Standortkriterien wie für die Standortprognose im Referenzfall. Wegen der

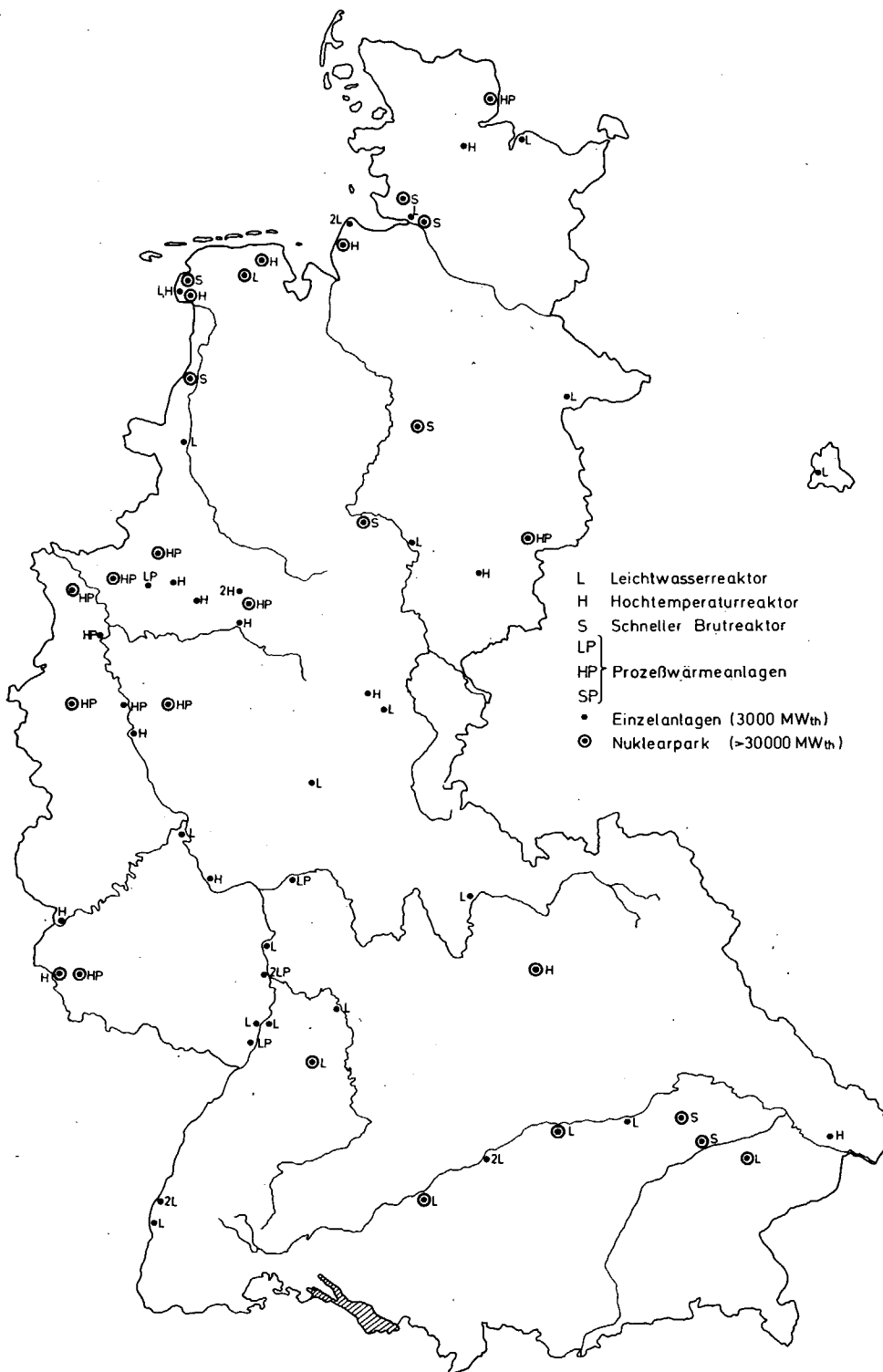


Abb. 4.4 Mögliche Standorte von Nuklearparks in der BRD bei einer installierten elektrischen Nettoleistung von 540 GW

großen Leistungskonzentration tritt jedoch eine Verschiebung in der Wichtigkeit einzelner Kriterien auf. So müssen ökologische Bedingungen besonders sorgfältig berücksichtigt werden. Zum Beispiel stellt die Kühlung des kalten Endes von Nuklearparks ein solches Problem dar. Für Frischwasserkühlung, aber auch für nasse Rückkühlung sind in der Bundesrepublik Deutschland nur die norddeutschen Küstengebiete und eventuell der Rhein nahe der holländischen Grenze geeignet. Für alle anderen Standorte wird eine trockene Rückkühlung erforderlich. Im Vergleich zu herkömmlichen Kernkraftwerken können Nuklearparks in größerer Entfernung von Verbrauchszentren wirtschaftlich errichtet werden, wenn der Energie-transport mit Hochleistungsübertragungseinrichtungen erfolgt [Wi 73.1] , [Wi 74.2] .

Für die Modellrechnungen wurde eine ähnliche Standortliste wie im Referenzfall erstellt. Die Abb. 4.4 zeigt für die installierte Gesamtleistung der Bundesrepublik Deutschland in der Sättigung von 540 GW mögliche Standorte von Nuklearparks.

4.2 Standorte für Wiederaufarbeitungsanlagen

4.2.1 Allgemeine Kriterien

Die Standortermittlung für Wiederaufarbeitungsanlagen erfolgt im allgemeinen nach einem umfangreichen Kriterienkatalog , von dem die wichtigsten in Tab. 4.1 angegeben sind.

Für die ersten in der Bundesrepublik Deutschland zu bauenden Wiederaufarbeitungsanlagen werden die logistischen und die meteorologischen Verhältnisse eine ausschlaggebende Bedeutung haben. Zur Logistik zählen außer Transport und Lagerung abgebrannter Brennelemente vor allem auch der Abtransport und Lagerung des radioaktiven Abfalls. Da solche Transporte außer einer finanziellen Belastung vor allem auch ein Sicherheitsrisiko bedeuten, kann diese Schwierigkeit teilweise durch den Bau der Wiederaufarbeitungsanlage am Ort des Endlagers behoben werden.

Für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland kommen als Endlager nur unterirdische Salzstöcke in Frage. Damit reduziert sich die Standortwahl zunächst auf die Suche geeigneter Salzlagerstätten unter besonderer Berücksichtigung der meteorologischen Ausbreitungsverhältnisse. Salze finden sich in der norddeutschen Tiefebene und in der Alb. Die norddeutschen Fundstellen aber sind vor allem aus meteorologischen und seismischen Gründen bevorzugt. Einen Überblick vermittelt Abb. 4.5, in der die Erdbebengebiete der Bundesrepublik Deutschland und Südgrenze der permischen Salze eingezeichnet sind [Ah 70].

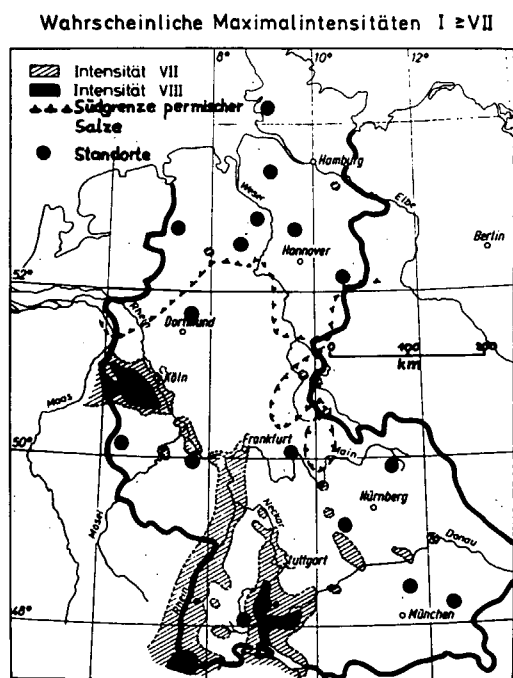


Abb. 4.5: Verbreitung von Schadenbeben in der Bundesrepublik Deutschland u. Südgrenze der permischen Salze

Zwangsläufig verlieren alle anderen Kriterien an Priorität, wenn Endlagerung und Meteorologie die größte Bedeutung haben. Die Auslegung einer Wiederaufarbeitungsanlage muß daher so erfolgen, daß alle anderen Kriterien standortunabhängig erfüllt werden. Dies gilt nicht nur für Einwirkungen auf die Wiederaufarbeitungsanlage von außen, sondern ebenfalls auf die hydrologischen und geologischen Verhältnisse. Eine Sonderstellung nimmt die Bevölkerungsdichte in diesem Zusammenhang ein.

Die Bundesrepublik Deutschland ist eines der am dichtest bewohnten Länder dieser Erde. Verglichen mit den Verhältnissen in den USA gibt es hier keine schwachbesiedelten Gebiete. Außerdem findet man keinen Standort, der mehr als 100 km von einem Ballungszentrum entfernt ist. In [Ri 74] wurde in einer

Fallstudie gerade dieser Aspekt und seine Auswirkung deutlich dargestellt.

Die Standortunabhängigkeit hinsichtlich der Bevölkerungsdichte ist für die Bundesrepublik Deutschland eine wichtige Voraussetzung, die auf Dauer nur durch eine drastische Senkung der radioaktiven Routineabgaben erreicht werden kann. Dadurch wird auch die Abhängigkeit von günstigen meteorologischen Ausbreitungsverhältnissen abgeschwächt, so daß dann nicht nur in norddeutschen Küstengebieten Wiederaufarbeitungsanlagen gebaut werden können. Ob, und ggf. welche Endlagerstätten in diesen Teilen Deutschlands in Frage kommen, ist zurzeit ungeklärt. Die seismologischen Aktivitäten im Süden (vor allem in der schwäbischen Alb) sind wie in ganz Deutschland für die sichere Ausführung der Anlage kein unüberwindliches Problem. Talagen sind für Standorte von Wiederaufarbeitungsanlagen im Mittelgebirgsbereich nach Möglichkeit zu vermeiden. Da Wiederaufarbeitungsanlagen weder große Wassermengen für den Prozeß benötigen, noch wäßrigen radioaktiven Abfall in die Vorfluter abgeben - das, was emittiert wird, geht über den Kamin ins Freie-, ist diese Bedingung erfüllbar, siehe Kap. 5.3.

4.2.2 Festlegung der Standorte für Wiederaufarbeitungsanlagen

Der Bedarf an Wiederaufarbeitungskapazität richtet sich nach der in Kapitel 3.2 prognostizierten Kernkraftwerkskapazität. Diese Kapazität sowie die daraus resultierende Wiederaufarbeitungskapazität ist in Abb. 4.6 in Abhängigkeit von der Zeit dargestellt.

Bei der Standortauswahl wird zunächst davon ausgegangen, daß die für deutsche Reaktoren erforderliche Wiederaufarbeitungskapazität auch in der Bundesrepublik Deutschland zur Verfügung gestellt wird. Dies ist sicher nicht realistisch, da mit einem europäischen Verbund zu rechnen ist. Im Hinblick auf die künftige Strahlenbelastung der Bundesrepublik Deutschland ist das

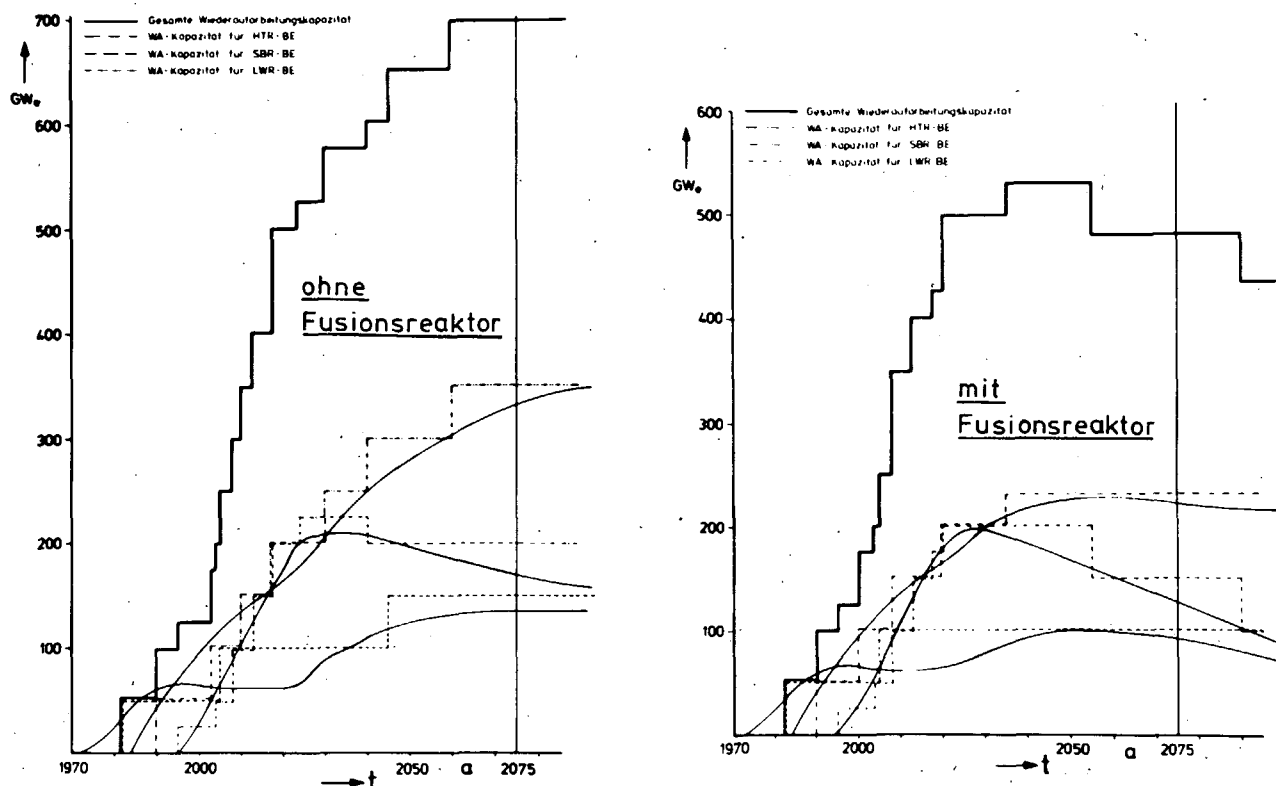


Abb.4.6: Entwicklung der benötigten Wiederaufarbeitungskapazität in der Bundesrepublik Deutschland

aber bedeutungslos, wenn man eine annähernd gleichmäßige Verteilung der Wiederaufarbeitungsanlagen in Europa annimmt.

Nach diesen Prognosen müssen die ersten Wiederaufarbeitungsanlagen für HTR- und SBR-Brennelemente im Jahr 1990 bzw. 1995 in Betrieb gehen. Diese Anlagen werden sicher in Norddeutschland errichtet werden, da man dort die guten meteorologischen, geologischen und seismischen Verhältnisse nutzen kann. Die Abtrennung von Krypton und Tritium wird für diese Anlagen noch nicht im nötigen Umfang (Abtrennfaktoren $\cong 99\%$) möglich sein.

Nach der Jahrhundertwende kann dann mit einer erprobten Technologie für die Krypton- und Tritium-Rückhaltung gerechnet werden, so daß auch in Süddeutschland Wiederaufarbeitungsanlagen angesiedelt werden können. Wegen der prognostizierten Häufung von Kernkraftwerken mit Schnellen Brutreaktoren in Süddeutschland werden dies vor allem Wiederaufarbeitungsanlagen für SBR-Brennelemente sein. Der verfestigte radioaktive Abfall dieser Anlagen muß voraussichtlich zu den Endlagerstätten im Norden transportiert werden.

Die entsprechend der vorliegenden Prognose notwendigen Standorte für Wiederaufarbeitungsanlagen sind in Tab. 4.2 zusammen-

Lfd. Nr.	Standort (Kreis)	ohne Einsatz des Fusionsreaktors		mit Einsatz des Fusionsreaktors	
		WA für Brennelemente von	Inbetriebnahme (Jahr)	WA für Brennelemente von	Inbetriebnahme (Jahr)
1	ASSE (Wolfenbüttel)	LWR (1500 Jato)	1982	LWR (1500 Jato)	1982
2	RIENECK (Gemünden/Main)	LWR (1500 Jato)	2005	SBR (500 Jato)	2004 - 2020
3	FALLINGBOSTEL (Fallingbostel)	SBR (500 Jato) (1000 Jato)	1995 - 2025 2040	SBR (500 Jato) (1000 Jato)	1995 - 2018 2020
4	FREISING (Freising)	SBR (500 Jato)	2004 - 2040	SBR (1000 Jato)	2008 - 2050
5	RHEINBÜLLEN (Rheinbaukreis)	SBR (1000 Jato)	2008 - 2040	-	-
6	MÜHLDORF (Mühlendorf/Inn)	SBR (1000 Jato)	2013	HTR (365 Jato)	2035
7	ZEVEN (Bremerförde)	SBR (1000 Jato)	2018	SBR (1000 Jato)	2013
8	ANSBACH (Ansbach)	SBR (1000 Jato)	2024	SBR (1000 Jato)	2018
9	QUAKENBRÜCK (Meppen)	HTR (365 Jato)	1990	HTR (365 Jato)	1990
10	ERFDE (Schleswig)	HTR (365 Jato)	2003	HTR (365 Jato)	2020
11	DIEPHOLZ (Grafschaft Diepholz)	HTR (365 Jato)	2010	HTR (365 Jato)	2013
12	TUTTlingen (Tuttlingen)	HTR (365 Jato)	2017	-	-
13	LÜDINGHAUSEN (Lüdinghausen)	HTR (365 Jato)	2030	HTR (365 Jato)	2003
14	PEGNITZ (Pegnitz)	HTR (365 Jato)	2040	-	-
15	SYKE (Grafschaft Hoya)	LWR (1500 Jato)	2045	LWR (1500 Jato)	2005
16	PRÜM (Bitburg-Prüm)	HTR (365 Jato)	2060	-	-

Tab. 4.2: Übersicht der Standorte von Wiederaufarbeitungsanlagen

gestellt und in den Abbildungen 4.1 bis 4.3 eingezeichnet. Sie genügen den wesentlichen in Tab. 4.1 aufgeführten Standortkriterien. Eine exakte Standortfestlegung ist aus verständlichen Gründen hier nicht möglich. Die Angabe der Standorte bedeutet daher nur, daß in dem betreffenden Großraum der Betrieb einer

Anlage als möglich erscheint. Eine Absicht, tatsächlich an diesen Stellen eine Anlage zu errichten, ist damit nicht verbunden. Auch hier sollte wie bei der Festlegung der Standorte für Kernkraftwerke das Ziel der Studie gesehen werden.

Beim Aufbau von Nuklearparks wird in dieser Studie zunächst davon ausgegangen, daß die Standorte der Wiederaufarbeitungsanlagen sich nicht ändern. In einer späteren Studie soll untersucht werden, ob Nuklearparks nicht zweckmäßigerweise gleich mit Wiederaufarbeitungsanlagen kombiniert werden.

5. FREISETZUNG DER BETRACHTETEN RADIONUKLIDE AUS KERNKRAFTWERKEN UND WIEDERAUFARBEITUNGSANLAGEN IM NORMALBETRIEB

5.1 Produktionsraten in Spaltungsreaktoren

In Kernreaktoren entstehen die verschiedenen Radionuklide durch Kernspaltung, Neutroneneinfänge und Zerfall vorher erzeugter Radionuklide. Für die in dieser Studie notwendige Genauigkeit kann von einer ortsunabhängigen Rechnung ausgegangen werden. Vernachlässigt man unbedeutende Produktionswege, wie z. B. (n, p)-, (n, 2n)-Prozesse usw., so läßt sich für die hier betrachteten Radionuklide außer Cs 134, das durch Neutroneneinfang aus Cs 133 entsteht, die Anzahl der Atome des Nuklids i mit Hilfe der thermischen Reaktorleistung P_{th} nach der Differentialgleichung

$$\frac{dN_i}{dt} = y_i \cdot \frac{P_{th}}{E_{Sp}} + \lambda_{i-1} \cdot N_{i-1} - \lambda_i \cdot N_i - N_i \int_0^{\infty} \sigma_i^c(E) \phi(E) dE \quad (5.1)$$

berechnen, z. B. [Sm 71]. In dieser Gleichung bedeutet y_i die Spaltausbeute und λ_i die Zerfallskonstante des Nuklids i sowie E_{Sp} die pro Spaltung freigesetzte Energie. Der letzte Term beinhaltet den Abbau des Nuklids i durch Neutroneneinfänge. Nach Abschalten des Kernreaktors bzw. nach Entnahme der Brennelemente aus diesem gilt Gl. 5.1 mit P_{th} und $\phi(E) = \text{Null}$.

Das vereinfachte Differentialgleichungssystem läßt sich mit konstanten Stoffwerten analytisch lösen. Um der zeitlich sich ändernden Spaltausbeute durch Veränderung der Spaltnuklidzusammensetzung - Erbrüten neuen Spaltstoffs - Rechnung zu tragen, werden über die Brennelementstandzeit gemittelte Spaltausbeuten gemäß der Anfangs- und Endzusammensetzung des Spaltstoffs verwendet. Mit Spaltausbeuten nach [Me 68], [Du 68], [Ka 60], [Ri 67], [Fl 70], [Sm 71], [Li70.1] und weiteren nuklearen Daten, z. B. nach [Gr 66], [Se 68], [Li 70.2], [Le 67], [Ma 72] errechnen sich für die betrachteten Radionuklide die in Abb.5.1 für ei-

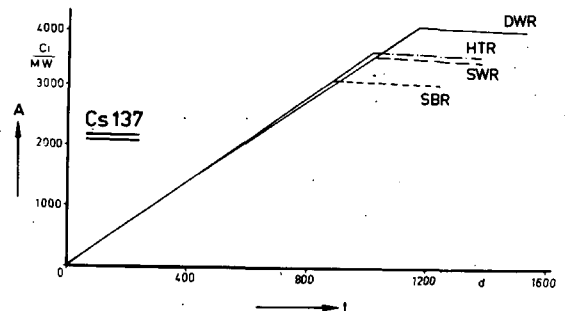
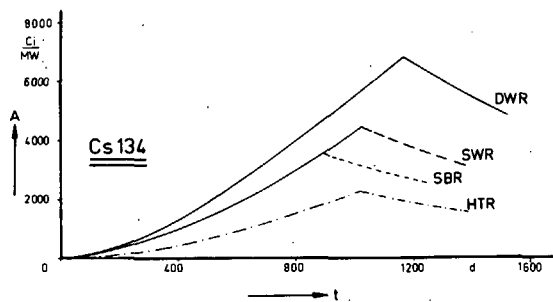
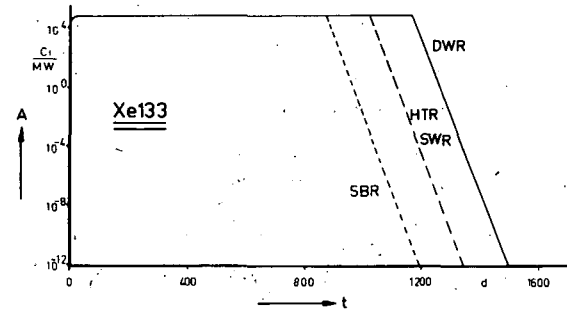
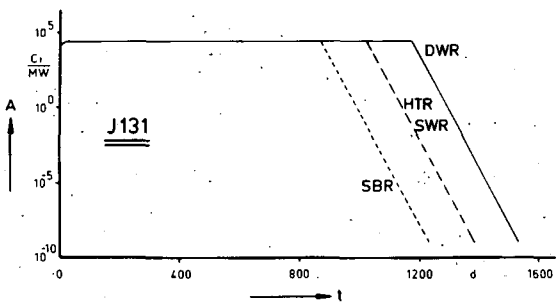
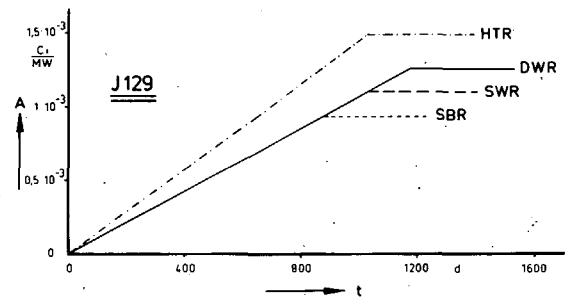
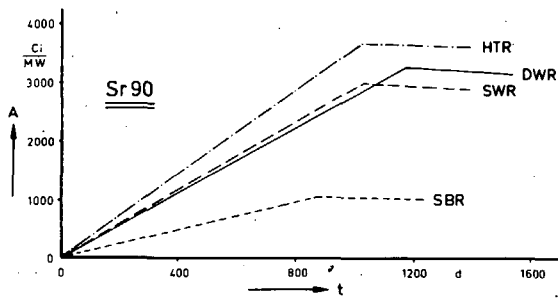
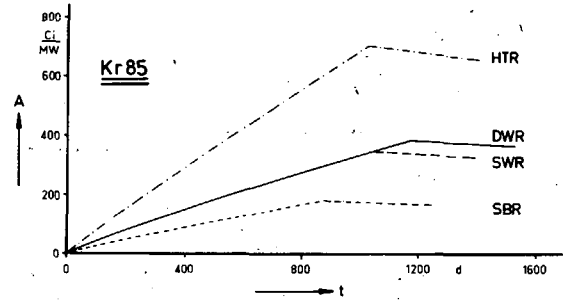
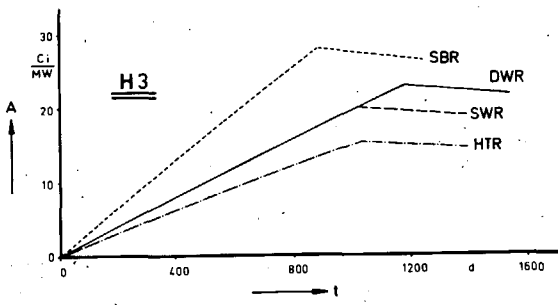


Abb. 5.1: Produktionsrate von H3, Kr 85, Sr 90, J 129, J 131, Xe 133 und Cs 137 durch Spaltungen und Cs 134 durch Neutroneneinfänge in Spaltungsreaktoren sowie Zerfall nach Entnahme der Brennelemente

nen Brennelementzyklus dargestellten Produktionsraten in Ci pro MW thermischer Leistung [Ma73.2]. Die mittleren Produktionsraten der hier betrachteten Spaltprodukte in den verschiedenen Kernkraftwerkstypen in Ci pro MWd sowie die Eingabedaten in die Wiederaufarbeitungsanlage nach einer Kühlzeit der Brennelemente von 180 Tagen sind in Tab. 5.1 angegeben.

Benennung	Reaktortyp				Wiederaufarbeitungsanlage (Abkühlzeit 180 Tage)			
	SWR	DWR	HTR	SBR	LWR	HTR	SBR	
Leistungsdichte [KW/l]	50	95	6	450 (nur Kern)				
Abbrand [MWd/t]	27500	31500	100000	40000 (Kern u. Brutm.)	30000	100000	40000 (Kern u. Brutm.)	
Produktion in Reaktoren und Eingabe in Wiederaufarbeitungsanlagen [Ci/MWd]	H-3	0,016	0,016	0,012	0,026	0,016	0,012	0,013
	Kr-85	0,27	0,25	0,55	0,16	0,26	0,55	0,16
	Sr-90	2,3	2,2	2,8	1	2,2	2,8	1
	J-129	$9 \cdot 10^{-7}$	$9 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$9 \cdot 10^{-7}$	$9 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$9 \cdot 10^{-7}$
	J-131	23,5	20,5	23,5	276	$4 \cdot 10^{-6}$	$4,4 \cdot 10^{-6}$	$5,2 \cdot 10^{-6}$
	Xe-133	55	4,8	55	46	~ 0	~ 0	~ 0
	Cs-137	2,8	2,7	2,8	2,9	2,7	2,8	2,9

Tab. 5.1 : Produktion der betrachteten Spaltprodukte in Kernreaktoren und Eingabe in Wiederaufarbeitungsanlagen

5.2 Freisetzung der betrachteten Radionuklide aus Kernkraftwerken mit Spaltungsreaktoren im Normalbetrieb

Im Normalbetrieb eines Kernkraftwerks lassen sich radioaktive Emissionen trotz umfangreicher Einrichtungen zur Rückhaltung oder Verzögerung von Radionukliden nicht vollständig vermeiden. Die Grenzen der Ableitungen müssen im Zusammenhang mit der daraus resultierenden Strahlenexposition der Bevölkerung und des Betriebspersonals sowie technischen und ökonomischen Überlegungen gesehen werden. Da die vorhandenen Emissionen in die nachfolgenden langfristigen radioökologischen Untersuchungen eingehen, müssen die grundsätzlichen technischen Besonderheiten der verschiedenen Reaktortypen berücksichtigt werden. Technische Lösungen bei einzelnen Reaktoren wie gewisse zum Normalbetrieb gehörende Betriebszustände werden an ausgeführten Anlagen zu einer Bandbreite möglicher Emissionen führen, welche

in dieser Studie durch langfristige Erwartungswerte für radioaktive Ableitungen repräsentiert werden sollen. In diese können für Leichtwasserreaktoren Erfahrungswerte gebauter Anlagen eingehen, für fortgeschrittene Reaktortypen - den Hochtemperaturreaktor (HTR) und den Schnellen Brutreaktor (SBR) - ist man auf Abschätzungen nach Modellvorstellungen angewiesen.

5.2.1 Die Freisetzung über die Abluft

5.2.1.1 Quellen der radioaktiven Abluftemissionen in Kernkraftwerken

Als Quellen der radioaktiven Ableitungen kommen prinzipiell die Kernspaltung in bzw. an den Brennelementen sowie die Aktivierung durch Neutronen in Betracht. Durch den Zerfall dieser primären Aktivitäten können weitere Nuklide gebildet werden.

Die durch Spaltung entstehenden Nuklide werden entweder in der Brennstoffmatrix gebildet und gelangen anschließend durch verschiedene Mechanismen [Bi 66], [Fe 70], [Ca 71] in den Spaltgasraum innerhalb der Brennelemente und von hier aus durch Defekte in der Brennelementumhüllung in das Primärkühlmittel oder aber entstehen durch Kontamination der Brennstoffumhüllung. Während bei metallumhüllten Brennelementen für die Aktivitätsfreisetzung der zweite Effekt gegenüber dem ersten eine untergeordnete Rolle spielt [Sc 72], ist der zweite Effekt bei "coated particles" nicht zu vernachlässigen [Rö 72].

Aktivierungsprodukte entstehen im Neutronenfeld überwiegend im Kühlmittel und Strukturmaterial, von welchem aus sie ebenfalls in das Kühlmittel freigesetzt werden können.

Als Quelle der Edelgase - z. B. Kr 85 und Xe 133 - sowie des leicht flüchtigen Jods kommt überwiegend die Spaltung in Frage. Dagegen nimmt Tritium eine Mittelstellung ein, da es sowohl durch ternäre Spaltung wie durch Aktivierung entstehen kann.

Weitere Nuklide - wie Sr-, Co- und Cs-Isotope - fallen entweder durch Aktivierung, Spaltung oder als Edelgasfolgeprodukte an. Im Rahmen dieser Studie werden sie nicht weiter verfolgt, da ihr Anteil zur Dosisleistung nach heutigem Wissensstand für den Luftpfad gegenüber der durch Edelgase, Tritium und Jod verursachten Dosisleistung gering ist [Bo74.1]. Auch J 129 kann für die Berechnung der Dosisleistung um Kernkraftwerke vernachlässigt werden, da es nur in Spuren emittiert wird [Bo 73], [Kö 72.2] .

5.2.1.2 Berechnungsmodelle für die Freisetzung von Radionukliden aus dem Brennelement

Je nach Konstruktion des Brennelementes und wichtigen Parametern, wie Temperatur, Temperaturgradient und Abbrand, sind für das Freisetzungsverhalten verschiedene Mechanismen zu untersuchen, wobei zuerst das Verhalten im Brennstoff selbst, sodann der Einfluß der Brennelementhülle zu betrachten wäre. Da das Freisetzungsverhalten aller Brennelemente zusammen beschrieben werden muß und Messungen während des Betriebes - Messungen außerhalb des Neutronenfeldes haben den Nachteil, daß Strukturveränderungen durch Spaltung nicht erfaßt werden - hauptsächlich über die Aktivität des Primärkühlmittels möglich sind, werden diese beiden Punkte meist zusammengefaßt.

Für metallumhüllte Brennelemente - SWR, DWR und SBR - geht man davon aus, daß die in den Spaltgasraum gelangten Aktivitäten sehr schnell freigesetzt werden, falls ein Hüllschaden auftritt. Bei den in Leichtwasserreaktoren üblichen Parameterfeldern wird von verschiedenen Seiten, wie [Al 67], [Ei 72.1], [He 72.1], ein Diffusionsmodell zur Bestimmung der Edelgas- und Jodfreisetzung vorgeschlagen. Die absolute Menge der freigesetzten Aktivitäten ist darüber hinaus durch geeignete Schadensraten der Brennelementhüllen festzulegen.

Den mathematischen Formalismus des Diffusionsmodells leitet man

von zwei extremen Modellen ab, dem Gleichgewichtsmodell und dem Rückstoßmodell.

Bei dem ersten Modell geht man davon aus, daß sich während einer längeren Betrachtungszeit ein Gleichgewicht für die Edelgas- und Jodaktivitäten zwischen ihrem Zerfall einerseits und der Produktion durch Kernspaltung sowie ihrem Transport zu einem Sammelort andererseits einstellt. Für die austretende Aktivität α_i pro Leistungs- und Zeiteinheit gilt [Bo 73].

$$\alpha_i \sim y_i \lambda_i^0 \quad (5.2)$$

mit y_i = Spaltausbeute des Nuklids i

λ_i = Zerfallskonstante des Nuklids i

Das Rückstoßmodell wird für die Beschreibung der sofortigen Freisetzung der durch Spaltung entstandenen Radionuklide benutzt. Für α_i ergibt sich

$$\alpha_i \sim y_i \lambda_i^1 \quad (5.3)$$

Das Diffusionsmodell läßt sich als geometrisches Mittel dieser beiden extremen Modelle verstehen; es folgt:

$$\alpha_i \sim y_i \lambda_i^{0.5} \quad (5.4)$$

Wie in [Bo 73] kann dieses Modell auch aus einer eindimensionalen, stationären Diffusionsgleichung unter Benutzung des Fick'schen Gesetzes abgeleitet werden.

Der Proportionalitätsfaktor in diesen Gleichungen wird durch die Schadensrate bestimmt. Da diese während des Betriebes Schwankungen unterworfen ist und die Zusammenhänge weiterer Effekte, wie die Änderung der Kristallstruktur des Brennstoffs durch Kernspaltung, die Änderung der Leistungsverteilung im Reaktorkern - Ribbildung

im UO_2 durch Temperaturspannungen - u. a. nicht geklärt sind [EI 72,2], kann eine Differenzierung der Spaltungsausbeuten zur Erfassung der Spaltstoffänderung mit zunehmendem Abbrand, siehe Kap. 5.1, hier vernachlässigt werden. Erschwerend für eine theoretische Behandlung der Freisetzung am Reaktorkern ist, daß mehrere Mechanismen gleichzeitig wirken. So kann je nach Betriebsbedingungen auch das Gleichgewichts- oder Rückstoßmodell die Vorgänge richtiger beschreiben. [Ka 71.1, Ka 71.2].

Zwei Diagramme [EI 72.2] von ausführlichen Untersuchungen in Gundremmingen (KRB) sollen die bisherigen Ausführungen veranschaulichen.

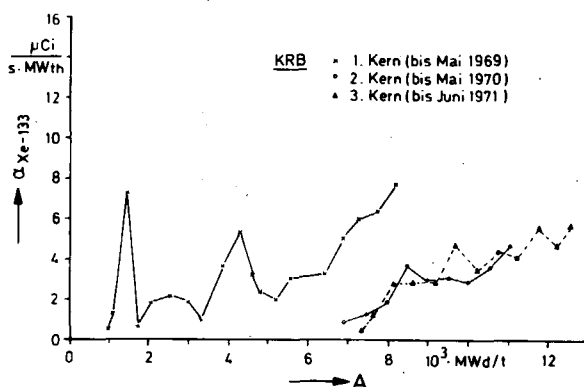


Abb. 5.2 Die Freisetzung α_{Xe-133} aus dem SWR-Reaktorkern als Funktion des Abbrands A [EI 72,2]

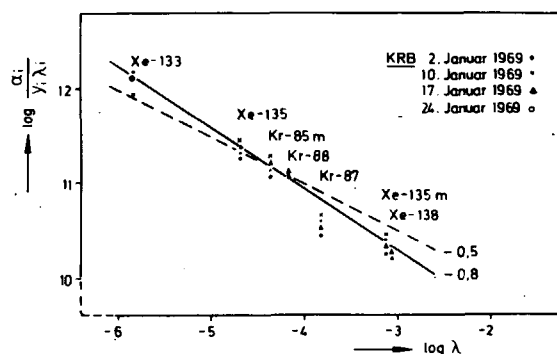


Abb. 5.3: $\log \frac{\alpha_i}{y_i \lambda_i}$ als Funktion des Logarithmus der Zerfallskonstanten λ_i - jeweils dimensionslos eingesetzt. (-0,5 $\hat{=}$ Diffusionsmodell) [EI 72,2]

Korrigiert man die Meßwerte mit der Transportzeit vom Reaktorkern bis zur Meßstelle, so zeigt das Diffusionsmodell eine befriedigende Übereinstimmung zwischen Theorie und Messung. Als Normierungswert zur Erfassung der Schadensrate wird $5 \mu Ci / MW_{th} \cdot s$ für Xe 133 gewählt, welcher nach [Sk 74] ca. 90% aller Betriebsfälle zur sicheren Seite einschließt - s. Abb. 5.2. Für Jod müssen zur Anpassung an die Meßwerte noch geeignete Korrekturfaktoren eingeführt werden [Bo 73], womit dieses Modell dann für die Halogen- und Edelgasabgabe von Leichtwasserreaktoren anwendbar ist [EI 72,2, Ne 71, Ne 73, Qu 73].

Bei den Parameterfeldern des SBR gewinnt die Blasenwanderung

bzw. das Zeilenkornwachstum an Bedeutung [Al 67 , Ca 71 , Bi 66]. Diese Effekte führen meist in kurzer Zeit zur Bildung eines zentralen Hohlraumes (Kanals), durch den die Gase in den Spaltgasraum gelangen können. Zur theoretischen Beschreibung ist zu beachten, daß sich die Blasen in Richtung des Temperaturgradienten aufgrund der Diffusion der UO_2 -Moleküle entlang der Blasenoberfläche und der verschieden starken UO_2 -Verdampfung an der heißen und kalten Blasenseite bewegen. Die nach dem in [Bi 66] aufgeführten Modell errechneten Aktivitäten im Spaltgasraum sind in [Oe 72] aufgeführt, so daß mit 1% hochbelasteten, ständig defekten Brennelementen [Mü 72] die Freisetzung am Kern berechnet werden kann.

Nach [Rö 72 , Ha 71] wird die Spaltproduktfreisetzung aus HTR-Brennelementen sehr stark durch herstellungsbedingte Verunreinigungen des graphitischen Hüllmaterials der "coated particles" mit Brennstoff sowie durch beschädigte Partikel verursacht. Die Spaltproduktfreisetzung wird am besten durch "Release/Birth-Faktoren" (R/B Faktoren) [Ah 74 , Ca 74] beschrieben. Während Daten für Edelgase schon längere Zeit gemessen und veröffentlicht werden [Ni 70 , Ni 72 , Ni 73] , sind diejenigen für feste Spaltprodukte erst in jüngerer Zeit ermittelt worden [Wi73.2, Go 74].

5.2.1.3 Die Freisetzung von Aktivitäten über die Abluft eines Siedewasserreaktors

Die im Kühlmittel befindlichen flüchtigen Aktivitäten können bei dem mit Direktkreislauf ausgestatteten SWR über die Frischdampfleitung zur Turbine und zum Kondensator gelangen (Abb. 5.4). Hierbei ist dem unterschiedlichen Übergangsverhalten von Edelgasen, Jod und Tritium von der flüssigen Phase zur Dampfphase Rechnung zu tragen. Das gereinigte Kondensat - die Behandlung erfolgt in der Kondensataufbereitung - wird über Pumpen und Vorwärmer in den Reaktor zurückgeführt. Leckagen können auf diesem Kreislauf zur Aktivitätsfreisetzung führen. Aus dem

Kondensator werden flüchtige Aktivitäten von der Abgasanlage

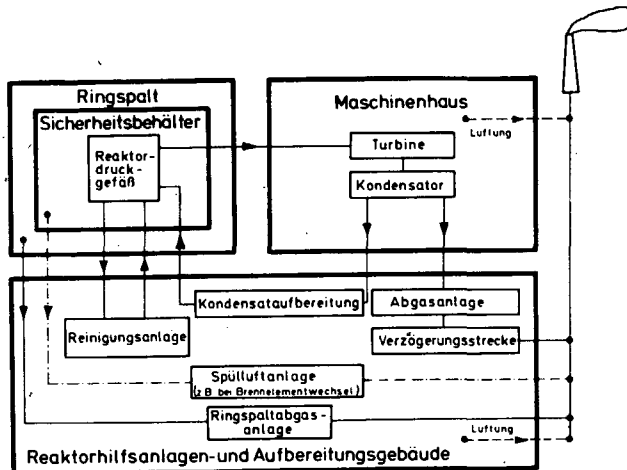


Abb 5.4: Aktivitätsfließschema für die Abluft eines Siedewasserreaktors

abgesaugt und über eine - heute im allgemeinen übliche - Aktivkohleverzögerungsstrecke zum Kamin geführt. Dieser Weg ist vor allem für die Betrachtung der Edelgase von Bedeutung. Leckagen ins Containment können über den als Unterdruckbarriere eingesetzten Ring-spalt zum Kamin gelangen, ebenso sind Leckagen auf dem Weg des Kühlmittels zur Rei-nigungsanlage möglich.

Edelgase werden im Kühlmittel überwiegend in die entstehenden Dampfblasen eintreten. Aufgrund ihrer chemischen Inertheit gehen sie auf dem Weg durch das Kernkraftwerk keine Verbindungen ein und lagern sich demgemäß nicht an oder ab. Die spezifische Dampfaktivität A_i^D [$\mu\text{Ci}/\text{t}$] läßt sich im Gleichgewicht für das Nuklid i wie folgt berechnen:

$$A_i^D = \frac{P_{th} \cdot \alpha_i}{m(d + \lambda_i)} \quad (5.5)$$

wobei m die Gesamtkühlmittelmasse [t] und d die Dampfaustrittsrate [s^{-1}] ist.

Die Jodisotope liegen im Reaktorwasser überwiegend als Jodid oder Jodat vor. Zur Dampfphase werden Abstreiffaktoren von 200 ./.. 500 beobachtet [Ei 72,3]. In [Sc 72] wird dies durch das Mitreißen von Wassertröpfchen und der somit vorhandenen Dampffuchte von $2 \cdot 10^{-3}$ erklärt. Die spezifische Kühlmittelaktivität A_i^W läßt sich unter Berücksichtigung der mit dem Filterwirkungsgrad korrigierten Reinigungsrate r_j für den Gleichgewichtsfall nach folgender Formel berechnen:

$$A_i^W = \frac{P_{th} \cdot \alpha_i}{m(\lambda_i + r_j + r_w)} \quad (5.6)$$

wobei r_w die Wasseraustrittsrate in die Primärdampfleitung ist.

Mit Wasser- bzw. Dampfleckagen in Räume außerhalb des Containers und mit typischen Luftwechselzahlen z für einen SWR läßt sich die Emission E_i^A dieser Räume unter Einführung einer "Scheinbaren Leckage" für Jod [Sc 72] zur Erfassung von Sorptionseffekten angeben. Es gilt im Gleichgewicht:

$$E_i^A = \frac{A_i^W \cdot L^W + A_i^D \cdot L^D}{\lambda_i + z} \cdot z \quad (5.7)$$

Hierbei bedeuten L^W und L^D die Leckagemengen der jeweiligen Phase (Wasser oder Dampf), wobei für Jod der erste Term und für die Edelgase der zweite Term die überwiegende Rolle spielt [Sc 72, Bo 73]. Analog zu dieser Gleichung läßt sich die Abgabe über die Ringspaltabsaugung erfassen [Bo 73, Sc 72].

Über die Verzögerungsstrecke werden praktisch ausschließlich die in der Abgasanlage abgesaugten Edelgase an die Umgebung emittiert. Bei heute üblichen Konzepten läßt sich eine Verzögerungszeit t_j von 40 d für Xenon und von 2,5 d für Krypton durch die Adsorption an die Aktivkohlestrecke erreichen, z. B. [He 72,2]. Da die Umlaufzeit im Kühlmittelkreislauf klein gegenüber der Verzögerungszeit ist, kann die Zeit von der Freisetzung am Kern bis zum Eintritt in die Verzögerungsstrecke vernachlässigt werden. Somit ist die Abgabe über diesen Weg berechenbar.

Tritium liegt im SWR als HTO vor. Aufgrund seiner langen Halbwertszeit und der Tatsache, daß es sich aus dem Reaktorwasser technisch-ökonomisch sinnvoll nicht abscheiden läßt, gelangt das im Kühlmittel befindliche Tritium entweder mit der Abluft oder mit dem Abwasser an die Umgebung. Über die Aufteilung auf diese beiden möglichen Wege ist sehr wenig bekannt. In [Gr 73.1] wird nach Untersuchungen in [Ka 71,1] davon ausgegangen, daß etwa 10% der flüssigen Tritiumabgabe über den Kamin abgegeben

wird. Im folgenden wird für einen SWR von 1000 MW_{el} von einer Aufteilung der Ableitungen über das Abwasser und die Abluft im Verhältnis von 5:1 ausgegangen und eine Freisetzung aus den Brennelementen von 1% des Inventares [He72.1] angenommen. Daneben wird die Reaktion $D(n, \gamma)T$ im Kühlmittel berücksichtigt. Die in den Regelstäben im wesentlichen durch Borreaktionen entstehende Tritiumaktivität wird als dort verbleibend angenommen. Hierfür spricht, daß die Tritium- und Jodaktivität im Reaktorwasser nach Untersuchungen in Gundremmingen (KRB) korreliert ist, so daß das im Reaktorwasser vorhandene H 3 hauptsächlich aus den Brennelementen stammen muß [Ru 73,1].

Mit den angegebenen Formalismen, Daten für Kernkraftwerke mit Siedewasserreaktor analog zur Baulinie Philippsburg [Sc 72] und neueren Meßdaten [Pf 74, Sk 74] sind die folgenden wahrscheinlichen Erwartungswerte für die Abluftemission E_i eines 1000 MW_{el}-SWR abgeschätzt worden.

Nuklid	H3	Kr 85	Xe 133	J 131
$E_i \left[\frac{Ci}{a} \right]$	30	700	2.500	0,1

Tab. 5.2 : Wahrscheinliche Erwartungswerte für die Abluftemission eines Kernkraftwerks mit Siedewasserreaktor von 1000 MW elektrischer Leistung

Abschließend sei festgehalten, daß bei den hier zugrunde liegenden Betrachtungen ca. 90% der abgegebenen Edelgasaktivität aus Xe 133 und Kr 85 besteht. Meßwerte ausgeführter Anlagen können z. B. [Ko72.1, Be 74, Ei 72,4] entnommen werden, wobei zu beachten ist, daß konstruktive Änderungen und unterschiedliche Verzögerungszeiten zu Abweichungen der abgegebenen Aktivitätsmenge und -zusammensetzung führen.

5.2.1.4 Die Freisetzung von Aktivitäten über die Abluft eines Druckwasserreaktors

Die im Primärkühlmittel enthaltenen Spalt- und Aktivierungsprodukte werden in einem geschlossenen Kreislauf zwischen Reaktor und Dampferzeugern umgepumpt. Durch Leckagen können auf diesem Weg Aktivitäten in die Luft der Anlagenräume gelangen, bei Schäden in den Dampferzeugern auch in den Sekundärkreis. Die Luft der Anlagenräume wird umgewälzt, gekühlt und im Teilstrom über Filter gereinigt. Gegenüber den Betriebsräumen wird ein Unterdruck aufrecht erhalten, die Luft wird aus den Anlagenräumen abgezogen und über Filter zum Kamin geführt (Abb. 5.5).

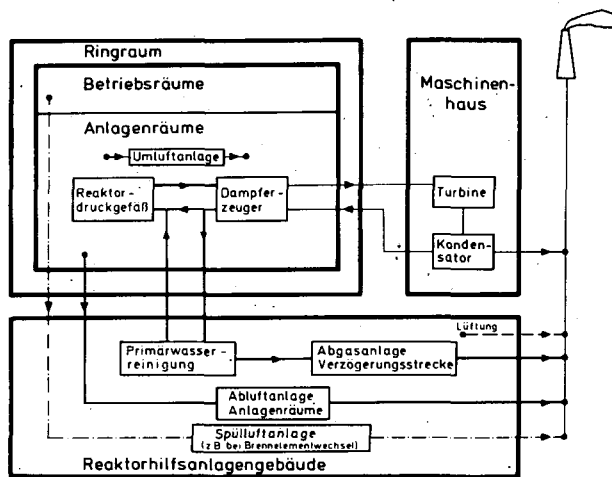


Abb. 5.5: Aktivitätsfließschema für die Abluft eines Druckwasserreaktors

Zur Regulierung des Aktivitätspegels im Primärkreis kann ein Teilstrom des Reaktorwassers über Ionenaustauscher und Entgaser geleitet werden. Die gasförmigen Verunreinigungen werden in die Abgasanlage abgesaugt, im geschlossenen Kreislauf mit Stickstoff als Trägergas [Sc 72] einer weiteren Behandlung unterworfen und bei Bedarf nach Durchlaufen der Aktivkohleverzögerungsstrecke

über den Kamin abgegeben. Durch Leckagen bei der Primärwasserreinigung- und Abgasanlage in die Hilfsanlagenräume können Aktivitäten ungefiltert über den Kamin emittiert werden.

Für die Edelgase wird von der Vorstellung ausgegangen, daß keine Sorptionseffekte innerhalb der Anlage von Bedeutung sind. Jod wird im Reaktorwasser wiederum als Jodid oder Jodat vorliegen. Außerhalb dieses Compartments vorhandene Sorptionseffekte werden durch Einführung der "scheinbaren Leckage" [Sc 72] erfaßt.

Die im Reaktorwasser sich im Gleichgewicht einstellende spezifische Aktivität A_i^W läßt sich unter Berücksichtigung der Reinigungsrate r_j für das Nuklid i wie folgt berechnen:

$$A_i^W = \frac{P_{th} \cdot \alpha_i}{(\lambda_i + r_j) V} \quad (5.8)$$

wobei V das Kühlmittelvolumen ist.

Mit Leckagewerten L_k für die Nuklidgruppe k - Jod bzw. Edelgase - kann mit der Durchsatzrate des Umluftfilters z^U und dessen Wirkungsgrad η_k^U für die Nuklidsorte k sowie der Abluftrate z^A in den Anlagenräumen die Aktivitätsemission E_i^A unter Berücksichtigung des Abluftfilters mit dem Wirkungsgrad η_k^F bestimmt werden:

$$E_i^A = \frac{A_i^W \cdot L_k}{\lambda_i + z^U \cdot \eta_k^U + z^A} \cdot z^A \cdot (1 - \eta_k^F) \quad (5.9)$$

In den Sekundärkreis gelangen bei den hier zugrunde gelegten Bedingungen keine nennenswerten Aktivitätsmengen [Sc 72], so daß sich eine Verfolgung dieses Weges erübrigt.

Bei dem Reinigungsvorgang in der Primärwasserreinigung fallen in den Filtern Aktivitäten an, deren reibungslose Beseitigung zur Endlagerung im folgenden angenommen wird. Somit sind auf diesem Wege Aktivitätsfreisetzungen nur durch Leckagen möglich, wobei die Druckreduzierung in den Anlagenräumen und die Reinigung in den Filtern zu berücksichtigen ist. Dies geschieht durch Einführung der Leckagen L_k^H für die Nuklidgruppe k . Die Emissionen E_i^H lassen sich dann mit der Luftwechselzahl z^H berechnen:

$$E_i^H = \frac{A_i^W \cdot L_k^H}{\lambda_i + z^H} \cdot z^H \quad (5.10)$$

Mit dem Durchsatz durch den Entgaser können die Abgaben über die Verzögerungsstrecke bei Annahme eines einmaligen Durchlaufes [Sc 72] durch diese Anlage abgeschätzt werden. Es wird wie beim SWR von einer Verzögerungszeit von 40 d für Xe und 2,5 d für Kr ausgegangen.

Tritium, welches in das Reaktorwasser gelangt, wird aufgrund seines Vorliegens als HTO mit der gleichen Begründung wie beim SWR vollständig an die Umgebung abgegeben. Die ternäre Spaltung als Quelle des Tritiums im Primärkreis und die $D(n, \gamma)T$ -Reaktion werden analog zum SWR berücksichtigt. Verwendet man Lithium zur Regelung des pH-Wertes, so sollte dies aufgrund des hohen Wirkungsquerschnittes für thermische Neutronen bei der Reaktion $Li\ 6(n, \alpha)T$ durch möglichst reines $Li\ 7$ geschehen. Entsprechende Bildungsraten, die zu Tritium führen, werden ebenfalls berücksichtigt. Der größte Anteil von Tritium im Reaktorwasser entsteht jedoch durch die im DWR eingesetzte Borregelung [He72.1, Bo72.1]. Addiert man die einzelnen Anteile und berücksichtigt, daß aufgrund des geschlossenen Kreislaufs eine höhere Dichteit des Systems als beim SWR möglich ist, so kann mit der Annahme einer Abgabe von 2% der Gesamt-ableitungen über die Abluft - ähnliche Werte sind in [Ka 71,2 Gr73.] zu finden - die Emission abgeschätzt werden.

Unter diesen Voraussetzungen und Daten für Kernkraftwerke mit Druckwasserreaktoren, welche ähnlich wie das Kernkraftwerk Unterweser konzipiert sind [Sc 72, Ka 73, He 74], werden die folgenden wahrscheinlichen Erwartungswerte für die Abluft-emission E_i eines 1000 MW_{el}-DWR abgeschätzt.

Nuklid	H 3	Kr 85	Xe 133	J 131
$E_i \left[\frac{Ci}{a} \right]$	20	700	2.500	0,05

Tab. 5.3: Wahrscheinliche Erwartungswerte für die Abluft-emission eines Kernkraftwerks mit Druckwasserreaktor von 1000 MW elektrischer Leistung

Diesen Ausführungen gemäß bestehen ca. 90 % der Edelgasaktivität aus Kr 85 und Xe 133. Meßwerte können mit analogen Einschränkungen wie beim SWR z. B. [Ko72.1, Be 74] entnommen werden.

5.2.1.5 Die Freisetzung von Aktivitäten über die Abluft eines Schnellen Brutreaktors

Aus den Brennelementen freigesetzte Radionuklide gelangen ins

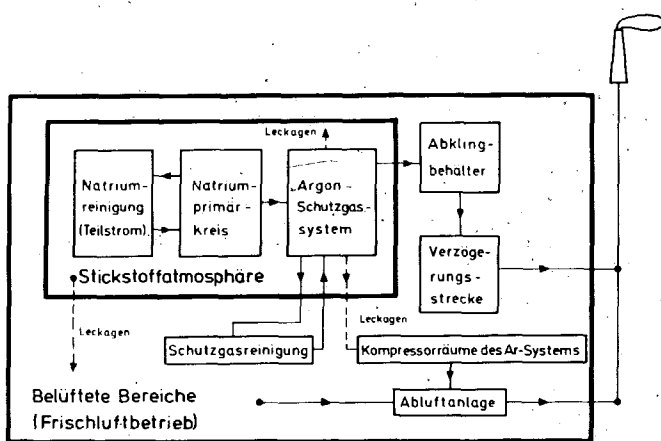


Abb 5.6: Aktivitätsfließschema für die Abluft eines Schnellen Brütlers (dargestellt am SNR 300)

Kühlmittel Natrium und können gemäß ihrem Verhalten im Primärkreis [Ul 73] im Teilstrom in die Natriumreinigung transportiert werden (Abb. 5.6). Da das Argon-Schutzgassystem mit dem Primärnatrium kommuniziert, das Argon seinerseits mit bestimmten Raten ausgetauscht wird, können die dorthin gelangten Aktivitäten über die Abklingbehälter

und die Verzögerungsstrecke über den Kamin emittiert werden. Für Jod spielt dieser Weg aufgrund der hohen Sorption an Aktivkohle keine Rolle, für die Edelgase können Leckagen auf diesem Weg vernachlässigt werden, da jene überwiegend an die Aktivkohle absorbiert sind.

Aus dem Schutzgassystem sind zudem Leckagen in das innere Containment - mit N_2 inertisiert - sowie die Kompressorräume des Argonsystems zu erwarten [Mü 72, In 71]. Über die inertisierten Bereiche können Aktivitäten in die belüfteten Räume gelangen, von wo aus sie durch Hochleistungsschwebstofffilter zum Kamin geführt werden. Diese Ausführungen nehmen im wesentlichen Bezug auf das geplante Kernkraftwerk in Kalkar und sind demge-

mäß an den technischen Wissensstand dieses Projektes gebunden.

Die Aktivität im Primärkreis läßt sich mit den Ausführungen zur Freisetzung aus den Brennelementen - Kap. 5.2.1.2 - und der Annahme eines unmittelbaren Überganges ins Kühlmittel bestimmen. Für Jod wird hierbei konservativerweise der Einfluß der Natriumreinigungsanlage vernachlässigt. Die Edelgase sind im Natrium nicht löslich und gelangen somit praktisch vollständig in das Argonschutzgassystem [Th 70]. Jod verbindet sich mit dem Natrium zu Natriumjodid, womitein Übergang ins Schutzgas als gesättigter NaJ-Dampf gegeben sein dürfte. Dies bedingt eine erhebliche Reduktion der Jodaktivität im Schutzgas, was sich durch ein Verdampfungsmodell [Bo 73, Ca 70] beschreiben läßt.

Unter diesen Voraussetzungen läßt sich die Aktivität im Argonsystem A_i^S wie folgt berechnen:

$$A_i^S = \frac{\bar{A}_i^R \cdot f_B \cdot f_k \cdot P_{th} \cdot \lambda_i}{(\lambda_i + B) \cdot V_S} \quad (5.11)$$

wobei \bar{A}_i^R die auf die Leistung bezogene Aktivität im Spaltgasraum der Brennelemente
 f_B der Bruchteil an defekten Brennelementen
 f_k der Bruchteil an Aktivität, der ins Schutzgas gelangt,
 β die Argonauswechselrate
und V_S das Schutzgasvolumen ist.

Für eine Extrapolation auf Großreaktoren von 1000 MW_{el} wird von der Vorstellung einer konstanten spezifischen Schutzgasaktivität ausgegangen. Da in das Verdampfungsmodell die Volumina des Primärsystems und des Schutzgassystems eingehen, ist dies für Jod eine konservative Betrachtung.

Für Kr 85 kann man mit diesen Angaben die Abluftemission ausreichend genau abschätzen, da auf dem weiteren Weg durch das Kernkraftwerk aufgrund der langen Halbwertszeit und des Edelgasverhaltens keine Rückhalte-mechanismen mehr wirksam sind. Es wird also die gesamte in das Schutzgas freigesetzte Kr 85-Aktivität über den Kamin abgegeben.

Für die anderen Edelgase wird im Zuge einer konservativen Abschätzung die Schutzgasaktivität unter Vernachlässigung der Argonauswechselrate bestimmt, da diese je nach Betriebsbedürfnissen stark diskontinuierlich sein kann. Somit ergibt sich die Notwendigkeit, die Gesamtemission über die Leckagen in die Kompressorräume und das innere Containment sowie die Belüftung einerseits und der Abklingstrecke andererseits als Funktion der möglichen Argonauswechselraten zu untersuchen. Setzt man als Extrapolation für Großkernkraftwerke von 1000 MW_{el} eine Zunahme der Leckagemenge proportional zur Dichtungslänge voraus, so stellt man für Xe 133 mit Werten analog zu [In 71, Me74.1] fest, daß die wesentliche Emission dieses Edelgases durch die Lüftungstechnik bedingt ist. Hiervon wird im folgenden als Erwartungswert [Me74.1] ein zehntel der für die Genehmigungspraxis errechneten Emission festgelegt, wobei ähnliche Abstände zwischen diesen beiden Werten aus der Praxis der Leichtwasserreaktoren bekannt sind [He 72.1].

Für Jod wird die Ableitung durch Leckagen analog zu [Bo 73] bestimmt, wobei für die Extrapolation auf Großkernkraftwerke von einer Zunahme der Leckagen proportional zur Dichtungslänge ausgegangen wird. Sorptionseffekte und der Einfluß von Filtern werden konservativerweise vernachlässigt. Tritium wird bei heutiger Brennelementkonzeption zu 90 - 95% ins Primärnatrium freigesetzt [Ku 74], aus dem ein Übergang ins Schutzgas, eine Ablagerung an den Wänden des Systems - mit anschließender Diffusion in weitere Teile der Anlage - sowie eine Abscheidung in Kühlfallen möglich ist. Das Verhalten von Tritium und die mit dem hier zugrunde gelegten Konzept des SNR 300 harmonisierenden

Parameter sind jedoch in quantitativer Hinsicht noch nicht endgültig bekannt, so daß eine abschließende Aussage über die Erwartungswerte nur schwer möglich ist. Deshalb wird im folgenden angenommen, daß für die Freisetzung aus dem Kraftwerk die bei der Dekontamination von Anlageteilen aus dem Primärkreis anfallenden Nuklidmengen bestimmend sind, womit Tritium überwiegend mit dem Abwasser abgegeben wird (Kap. 5.2.2.5).

Mit diesen Voraussetzungen sowie Daten, welche dem Stand des Schnellen Brüter-Projektes in Kalkar entsprechen [In 71], [Me74.1], und den genannten Vorstellungen zur Extrapolation auf 1000 MW_{el}-Kernkraftwerke sind die folgenden wahrscheinlichen Erwartungswerte E_i für die Abluftemission abgeschätzt worden.

Nuklid	H 3	Kr 85	Xe 133	J 131
E _i $\left[\frac{\text{Ci}}{\text{a}} \right]$		1000	*7000	9,10 ⁻³

Tab. 5.4: Wahrscheinliche Erwartungswerte für die Abluftemission eines Kernkraftwerkes mit Schnellem Brutreaktor von 1000 MW elektrischer Leistung

* Als Erwartungswert ist ein zehntel der lüftungstechnisch bedingten Emission [Me74.1] angenommen worden - siehe Text

5.2.1.6 Die Freisetzung von Aktivitäten über die Abluft eines Hochtemperaturreaktors

Im Gegensatz zu den bisher betrachteten Reaktortypen besteht beim Hochtemperaturreaktor das Brennelement aus beschichteten Partikeln, die in Graphit eingebettet sind. Es wird kein flüssiges, sondern ein gasförmiges Wärmeübertragungsmittel benutzt. In den Gaskreislauf freigesetzte Aktivitäten aus dem Reaktor-

kern - siehe 5.2.1.2 - oder Aktivierungsprodukte können sich besonders in den kälteren Zonen des Primärkreislaufes je nach ihrem physikalisch-chemischen Verhalten ablagern [Ho 70, Ne 70, Wi 73.2] ; daneben ist eine Abscheidung in der Gasreinigungsanlage möglich - siehe Abb. 5.7.

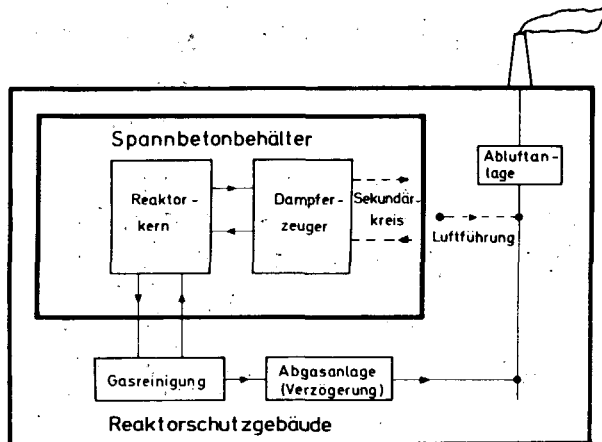


Abb 5.7: Aktivitätsfließschema für die Abluft eines Hochtemperaturreaktors

Über diese ist für die hier zu betrachtenden Edelgase nach vorheriger Verzögerung eine Abgabe mit der Abluft über den Fortluftschacht vorgesehen. Für Jod ist dieser Weg ohne Bedeutung [Bo 73, Ga 74.1].

Geringe Leckagen sind während des Normalbetriebes aus dem Primärsystem möglich. Diese werden über

die Entlüftung zum Kamin geführt. Je nach Anlage und Lüftungstechnik können auf diesem Weg zusätzlich Filteranlagen vorgesehen sein.

Mit den in Kapitel 5.2.1.2 eingeführten R/B-Faktoren, wobei für Jod sowohl Messungen am Dragon - wie am AVR-Reaktor [Ro 70, Wi 73.2] durchgeführt worden sind, kann mit der Annahme einer Leckage von $1^{\circ}/\infty /d$ [Ba 70] die lüftungstechnisch bedingte Abgabe abgeschätzt werden. Für Jod sind die R/B-Faktoren des AVR-Reaktors benutzt worden, für Kr 85 wird nach dem in [Rö 72] angegebenen Modell der Sättigungswert von R/B für kleine λ von U_f/U_o [Ha 71] - also der Urkontamination der Matrix bezogen auf den gesamten Spaltstoffgehalt des Brennelementes - den Rechnungen zugrunde gelegt. Auf dem Weg zum Fortluftschacht sind für die hier betrachteten Radionuklide keine nennenswerten Verzögerungsmechanismen wirksam, für Jod wird der Einfluß von Sorptionseffekten in Gebäudeteilen und Filteranlagen konservativerweise vernachlässigt.

Ein Teilstrom des Primärgases wird in die Gasreinigungsanlage geführt. Aufgrund ihrer besonderen Konstruktion, z. B. [Ho 73, Ha 71], sind lange Lagerungszeiten der Edelgasaktivitäten möglich. Bei günstigen Wetterlagen wird die Restaktivität dann über den Fortluftschacht abgegeben. Für die nachfolgenden radioökologischen Untersuchungen muß diese diskontinuierliche Abgabe durch Mittelung über die Einsatzzeit der Filter unter Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls in eine quasikontinuierliche Emission überführt werden. Das wesentliche Nuklid für die Ableitung über diesen Weg ist Kr 85, wobei die Untersuchung zeigt, daß praktisch die gesamte am Kern freigesetzte Aktivität dieses Nuklids durch diesen Mechanismus in die Umgebung freigesetzt wird.

Die Tritiumproduktion im Primärkreis eines HTR ist im wesentlichen durch drei Prozesse bedingt: die ternäre Spaltung sowie die Reaktionen $H\ 3\ (n, p)T$ und $Li\ 6\ (n, \alpha)T$. Geht man von der Vorstellung aus, daß Tritium praktisch quantitativ in den "coated particles" zurückgehalten wird [La 72], so wird der Tritiumanteil im Kühlgas bedingt durch ternäre Spaltung durch die Urankontamination der Brennstoffteilchen verursacht. Die Produktionsraten der beiden anderen Prozesse können nach [Bo 72.1] abgeleitet werden. Die unter Berücksichtigung der Gasreinigungsrate sich einstellende Tritiumkonzentration im Primärkreis führt über Leckagen zu geringen Emissionen über den Fortluftschacht. Unter den genannten Voraussetzungen sind dies weniger als 1 Ci/a, jedoch permeiert ein großer Teil des freigesetzten Tritiums bei den in HTR üblichen Temperaturbedingungen in den Sekundärkreis [Ho 74, Be 73.2] und wird mit dem Abschlämmwasser freigesetzt. Geringe Leckagen können auch auf diesem Weg zur Abluftemission beitragen, welche im folgenden mit 10 Ci/a bei einem HTR-Kernkraftwerk von 1000 MW_{e1} berücksichtigt werden sollen.

Diesen Voraussetzungen und Annahmen gemäß sind die folgenden wahrscheinlichen Erwartungswerte für die Abluftemission eines 1000 MW_{e1}-HTR-Kernkraftwerkes abgeschätzt worden.

Nuklid	H 3	Kr 85	Xe 133	J 131
$E_i \left[\frac{Ci}{a} \right]$	10	120	40	$+ 3 \cdot 10^{-4}$

Tab. 5.5: Wahrscheinliche Erwartungswerte für die Abluftemission eines Kernkraftwerkes mit Hochtemperaturreaktor von 1000 MW elektrischer Leistung

* Ohne Berücksichtigung von Abluftfiltern

5.2.2 Die Freisetzung über das Abwasser

5.2.2.1 Die Ursachen der radioaktiven Abwasserkontamination

Aufgrund der verschiedenen Betriebs- und Bauweise der einzelnen Reaktortypen erweist es sich als zweckmäßig, die Leichtwasserreaktoren und fortgeschrittenen Reaktoren (HTR und SBR) getrennt zu betrachten. Bei den letztgenannten Typen entfallen aufgrund der verwendeten Natrium - bzw. Heliumtechnologie alle Ursachen der Abwasserkontamination, die mit dem in Leichtwasserreaktoren eingesetzten Kühlmittel Wasser kommunizieren. Bei Kernkraftwerken mit Leichtwasserreaktoren sind somit von Wichtigkeit [Ka 71.1, Ka 71.2, Ke 70, Qu 73, Ka 73] :

- a) Leckagen aus dem Primärsystem
- b) Komponentenentwässerung - z. B. Wasseraustausch im Primärsystem des DWR
- c) Filterspülwasser
- d) Sumpfwasser
- e) Waschwasser (Personen, Kleidung u. a.)
- f) Dekontaminierabwasser
- g) Laborwasser

Auch bei fortgeschrittenen Reaktoren fallen die unter Punkt c) bis g) angeführten Abwässer an. Desweiteren ist beim HTR als Ursache der Abwasserkontamination die Sekundärkreisabschlammung zu nennen, durch die aktivierte Korrosionsprodukte aus dem Dampferzeuger - der Neutronenfluß ist dort noch nicht vernachlässigbar klein - sowie Tritium, welches aufgrund der Temperaturverhältnisse in den Sekundärkreis permeiert, in die Ableitungen gelangen können. Bei Kernkraftwerken mit Schnellem Brutreaktor werden nach [Me 74.1] insbesondere durch Dekontabwässer Ableitungen in den Vorfluter erwartet.

5.2.2.2 Behandlung von radioaktiven Abwässern in Kernkraftwerken

Zur Behandlung der Abwässer in einem Kernkraftwerk werden diese -

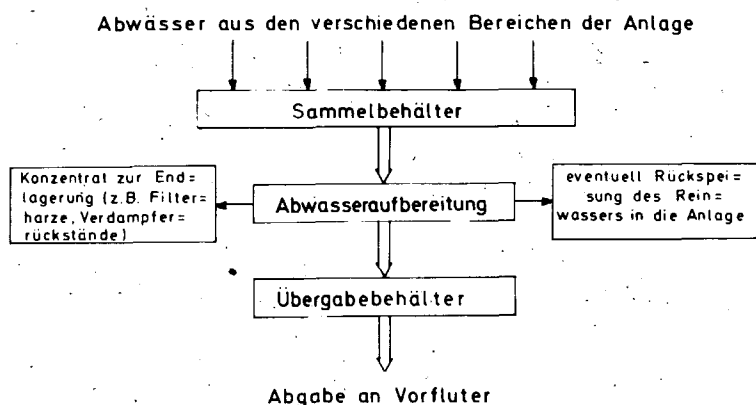


Abb. 5.8: Schematischer Aufbau einer Abwasseranlage bei einem Kernkraftwerk

unabhängig vom Reaktortyp - entsprechend verschiedener Kriterien, wie z. B. der anfallenden Wassermenge, der Nuklidzusammensetzung, der Art und Konzentration der Verunreinigungen, der gewünschten Reinheit und Restaktivität sowie der Aufarbeitungszeit [Qu 73] gesammelt und der Abwasseraufbereitung zugeführt, siehe Abb. 5.8.

Mögliche Verfahren zur Abwasseraufbereitung, z. B. [Qu 73], sind Sedimentieren, Filtrieren, Chemische Fällung, Ionenaustausch und Verdampfung. Aufgrund der günstigen Betriebserfahrungen werden heute vorwiegend die beiden letztgenannten Verfahren in Verbindung mit geeigneten Filteranlagen in Kernkraftwerken eingesetzt.

Als universelles Reinigungsverfahren für stärker aktive Abwässer können durch Verdampfung Dekontfaktoren bis zu 10^6 [Me 74.2] erreicht werden. Innerhalb der Abwasseraufbereitungsanlage werden die genannten Verfahren in parallelen Straßen mit der Möglichkeit von Querverbindungen genutzt [Qu 73, Ka 73, Ga 74.2, Me74.1], so daß ein sicherer und optimaler Betrieb möglich ist. Vor der Abgabe an den Vorfluter werden die Abwässer erneut gesammelt und eingehenden Prüf- und Meßverfahren unterzogen [La 73].

5.2.2.3 Die Freisetzung von Aktivitäten mit dem Abwasser eines Siedewasserreaktors

Zur Bestimmung der radioaktiven wäßrigen Ableitungen eines SWR ist H 3 zweckmäßigerweise getrennt von den anderen Nukliden zu untersuchen, da es durch technisch mögliche Verfahren wirtschaftlich nicht abgetrennt oder separiert werden kann. Mit den in Kapitel 5.2.1.3 aufgeführten Angaben und Annahmen ist die emittierte Tritiumaktivität abschätzbar. Als Erwartungswert für die Ableitung der anderen Nuklide kann unter Berücksichtigung von bereits geplanten Abwasseranlagen [Sk 74, Pf 74] im Normalbetrieb ein Wert von 1 Ci/a zugrunde gelegt werden.

Die tatsächliche Nuklidzusammensetzung wird je nach Betriebsbedingungen und Abwasseranlage bei jedem Kernkraftwerk Schwankungen unterworfen sein. Für die radioökologischen Untersuchungen wird im folgenden für jeden Reaktortyp ein Standardnuklidgemisch festgelegt. Dies beschreibt die prozentualen Anteile der einzelnen Nuklide am Gesamtgemisch und orientiert sich an bereits gewonnenen Betriebserfahrungen und Meßwerten, [Ka 71.1, Au 73, Au 74, Lo 71, Fe 72, Ru 73.2]. Hierbei werden insbesondere die Messungen in der Bundesrepublik Deutschland beachtet, da sich die amerikanischen Anlagen zum Teil in wichtigen Punkten von den hier gebauten Reaktoren unterscheiden. Die Erwartungswerte der häufigsten Nuklide in den Ableitungen von SWR sind in Tab. 5. zusammengefaßt.

Nuklid	H 3	Rest	Fe 55	Co 58	Co 60	Zn 65	Sr 89	Sr 90	J 131	Cs 134	Cs 137
Ab- leitung	150 $\frac{\text{Ci}}{\text{a}}$	1 $\frac{\text{Ci}}{\text{a}}$	2,6%	2%	15,3%	5%	27%	2,6%	8,8%	7,8%	16,6%

Tab. 5.6: Erwartungswerte für die Abwasseremissionen eines Kernkraftwerkes mit Siedewasserreaktor von 1000MW elektrischer Leistung (Die Ableitungen, ausgenommen H 3, sind auf 100% normiert)

Darüber hinaus können nach den angegebenen Literaturstellen Cr 51, Mn 54, Fe 59, Co 57, Y 91, Zr 95, Nb 95, Ru 103, Ag 110m, Sb 124, Sb 125, Ba 140, La 140, Ce 141 und Ce 144 im Abwasser nachgewiesen werden. Durch Änderungen in der Abwasseranlage, insbesondere durch den Einsatz von Verdampfern, kann für das Nuklidspektrum eine Reduzierung der Sr-Werte erwartet werden, was Verschiebungen des angegebenen Spektrums bedingen würde.

5.2.2.4 Die Freisetzung von Aktivitäten mit dem Abwasser eines Druckwasserreaktors

Die wäßrigen Ableitungen ohne H 3 aus dem DWR unterscheiden sich hinsichtlich der Nuklidmenge (1 Ci/a) nur unwesentlich von denen eines SWR. Allerdings ist Tritium durch die Borregelung im Reaktorwasser besondere Beachtung zu schenken. Wie in Kap. 5.2.1.4 werden die einzelnen Bildungsraten durch ternäre Spaltung, durch die $D(n, \gamma)T$ -Reaktion, durch die Entstehung aus Lithium und Bor im Reaktorwasser berücksichtigt, wodurch bei einem 1000 MW_{el} -Reaktor mit einer Ableitung über das Abwasser von ca. 900 Ci/a an Tritium zu rechnen ist.

Die tatsächliche Nuklidzusammensetzung der übrigen Ableitungen wird wie beim SWR je nach Betriebsbedingungen und Abwasseranlage bei jedem Kernkraftwerk Schwankungen unterworfen sein. Im folgenden sind analog zu den Ausführungen beim SWR ein

Standardnuklidgemisch unter Berücksichtigung von [Au 73, Au 74, Ka 71.2, Lo 71] festgelegt, siehe Tab. 5.7.

Nuklid	H 3	Rest	Cr 51	Mn 54	Co 58	Co 60	Sb 124	J 131	Cs 134	Cs 137	Ce 144
Ab- leitung	900 $\frac{Ci}{a}$	1 $\frac{Ci}{a}$	2%	1,9%	23,4%	10,8%	4,3%	15,8%	10,2%	23,1%	2%

Tab. 5.7: Erwartungswerte für die Abwasseremission eines Kernkraftwerkes mit Druckwasserreaktor von 1000 MW elektrischer Leistung (Die Ableitungen, ausgenommen H 3, sind auf 100% normiert)

Außerdem sind bisher in Druckwasserreaktoren die Nuklide P 32, Fe 55, Fe 59, Co 57, Ni 63, Zn 65, Sr 89, Sr 90 (mit 0,3% bzw. 0,2% berücksichtigt), Zr 95, Nb 95, Ru 103, Ag 110m, Sb 125, Ba 140, La 140 und Ce 141 im Abwasser nachgewiesen worden, welche in Kap. 6.2 berücksichtigt werden.

5.2.2.5 Die Freisetzung von Aktivitäten mit dem Abwasser eines Schnellen Brutreaktors

Da im Gegensatz zu den Leichtwasserreaktoren beim SBR keine Erfahrungswerte ausgeführter Anlagen zur Verfügung stehen, können Erwartungswerte für die Ableitungen mit dem Abwasser nur anhand von Modellvorstellungen abschätzend festgelegt werden. Die Höhe und Zusammensetzung des abgegebenen Nuklidgemisches wird von der Kontaminationsursache des Abwassers mit dem wahrscheinlich höchsten Aktivitätspegel entscheidend beeinflusst. Dies wird gemäß dem Planungsstand des SNR 300 [Me74.1] die Anlage sein, in der Anlagenteile aus dem Primärkreis, z. B. auch Brennelemente, von Aktivitätsablagerungen dekontaminiert werden.

Das Ablagerungsverhalten von wichtigen Korrosionsprodukten, z. B. Co 58, Co 60, Mn 54, Ta 182, Fe 59 und Cr 51 bei Verwendung des Stahls 1.4981, ist in [Me 73] untersucht worden. Den Abschätzungen

Über die Verschleppung von Korrosionsprodukten durch den Natriumfilm und die Ablagerungen auf Anlagenteile des Primärkreises in die Abwasseranlage liegt ein Sauerstoffgehalt im Kühlmittel von 5-10 ppm und ein Co-Gehalt im Hüllrohrwerkstoff von 2000 ppm zugrunde [Me 74.1].

Für die Untersuchung der Verschleppung von Spaltprodukten wird angenommen, daß 1% hochbelastete Brennstäbe ständig defekt sind [Mü 72, Me74.1] und sich das Inventar des Spaltgasraumes dieser Stäbe im Kühlkreislauf befindet.

Bei flächenproportionaler Ablagerung im Primärkreis und auch auf den zu dekontaminierenden Komponenten, wobei dem unterschiedlichen Verhalten einzelner Stoffgruppen Rechnung getragen wird, und der für diese Untersuchung konservativen Annahme, daß die abgelagerte Aktivität vollständig entfernbar ist, werden unter Berücksichtigung der Abwasseranlage, welche bei Großanlagen aufgrund der Kombination verschiedener Verfahren gegenüber den einzelnen Nukliden ein ähnliches Aufbereitungsverhalten haben soll, und des durch das Verweilen in der Abwasseranlage bedingten radioaktiven Zerfalls die in Tab. 5.8 angegebenen

Nuklid	H 3	Rest	Mn 54	Co 58	Co 60	J 131	Cs 134	Cs 137	Ta 182
Ab- leitung	100 $\frac{\text{Ci}}{\text{a}}$	1 $\frac{\text{Ci}}{\text{a}}$	5,8%	8,8%	8,8%	21%	12%	20%	5,8%

Tab. 5.8: Erwartungswerte für die Abwasseremission eines Kernkraftwerkes mit Schnellem Brutreaktor von 1000 MW elektrischer Leistung (Die Ableitungen, ausgenommen H 3, sind auf 100% normiert)

Erwartungswerte bestimmt. Für Tritium wird als Erwartungswert bei dieser Betrachtung der für den SNR 300 konservativ bestimmte Anfall von 100 Ci/a [Mü 72, Me74.1] auch für eine Großanlage als repräsentativ angenommen.

Als weitere Nuklide können im Abwasser Na 22, Cr 51, Fe 59, Sr 89, Sr 90, Zr 95, Nb 95, Ru 106, Ba 140, Ce 141, Ce 144, Pm 147 und Pu 239 erwartet werden, wobei die biologisch gefährlichen Sr- und Pu-Isotope allerdings nur in Spuren anfallen werden.

5.2.2.6 Die Freisetzung von Aktivitäten mit dem Abwasser eines Hochtemperaturreaktors

Beim HTR liegen Erfahrungen über die Menge und Zusammensetzung der Ableitungen mit dem Abwasser an kleineren Reaktoren - AVR und Peach Bottom I - vor, z. B. [Ho 74, Av 73, Di 71], jedoch ist eine Übertragung auf größere Kernkraftwerke aufgrund anderer Konzeptionen nur bedingt möglich. Bei den beiden Versuchskraftwerken fallen gleichermaßen die relativ hohen Tritiumableitungen auf, welche durch Permeation dieses Nuklids durch den Dampferzeuger in den Sekundärkreis bei den in HTR üblichen Parameterfeldern bedingt ist. Wichtigste Parameter für diesen Prozeß sind der H 3-Partialdruck im Primärkreis, die Temperatur, das Material und die Beschaffenheit der Korrosionsschicht sowie die Oberfläche der Dampferzeugerrohre. Für ein 1000 MW_{el}-Kernkraftwerk wird mit den Voraussetzungen zur Tritiumentstehung -Kap. 5.2.1.6 - von einem Erwartungswert der flüssigen Ableitungen von 900 Ci/a an H 3 ausgegangen. Diese werden zum größten Teil über den beschriebenen Weg der Sekundärkreisabschlammung freigesetzt, ein kleinerer Teil fällt durch kontaminiertes Abwasser aus anderen Gebäudeteilen an [Ga 74.2].

Für die Ableitung der übrigen Nuklide sind im wesentlichen zwei Gruppen von Abwässern zu unterscheiden. Da die Dampferzeuger innerhalb des Spannbetonbehälters integriert sind, liegen sie im Bereich einer nicht vernachlässigbaren Neutronenstrahlung. Dies bewirkt eine überwiegend im thermischen Bereich liegende Aktivierung des jeweiligen Dampferzeugermaterials, wodurch mittels Korrosion über die Sekundärkreisabschlammung aktive Nuklide freigesetzt werden können. Bei dem geplanten 1160 MW_{el}-Kernkraftwerk in Uentrop [Ga 74.1, Ga 74.2] werden über diesen Mechanismus hauptsächlich Cr 51, Mn 56, Fe 55, Fe 59, Co 60 und Ni 63 ins Abwasser gelangen.

Daneben werden im Kontrollbereich des gleichen Kernkraftwerkprojekts Abwässer anfallen, welche sich z. B. aus der Entwässerung der Bühnenabläufe, der Entwässerung der Lagerwasserversorgung der Hauptgebläse sowie Labor-, Dusch- und Wäscheabwässern, aus der Entwässerung der Gebäudesümpfe sowie der Entwässerung verschiedener Komponenten zusammensetzen. Diese Abwässer werden in der Aktivwasserauffangananlage gesammelt und in der Abwasseraufbereitung [Ga 74.2] vor der Abgabe weiterbehandelt. Hierbei werden sowohl Spalt- wie Aktivierungsprodukte freigesetzt.

Mit den zu erwartenden Abwassermengen, der voraussichtlichen Aktivitätsmenge und Zusammensetzung sind unter Berücksichtigung der Abwasserbehandlung in Anlehnung an den Planungsstand des HTR-1160 [Ga74.1] die in Tab. 5.9 aufgeführten Erwartungswerte für die Abwasseremission abgeschätzt worden.

Nuklid	H 3	Rest	Cr 51	Mn 56	Fe 55	Fe 59	Co 60	Cs 137
Ab- leitung	900 $\frac{\text{Ci}}{\text{a}}$	0,2 $\frac{\text{Ci}}{\text{a}}$	3,5%	13,4%	68,3%	1,3%	4,0%	6,7%

Tab. 5.9: Erwartungswerte für die Abwasseremission eines Kernkraftwerks mit Hochtemperaturreaktor von 1000 MW elektrischer Leistung (Die Ableitungen, ausgenommen H 3, sind auf 100% normiert)

Darüber hinaus können geringe Mengen weiterer Nuklide, wie Sc 46, Ni 63, Sr 90 und J 131 (die beiden letzteren mit ca. 0,2%) im Abwasser erwartet werden.

5.2.3 Zusammenfassung der Ergebnisse

Die in den vorangehenden Kapiteln abgeschätzten Erwartungswerte für Kernkraftwerke mit einer elektrischen Leistung von 1000 MW sind zusammenfassend in Tab. 5.10 und Tab. 5.11 darge-

stellt. Eine leistungsproportionale Umrechnung auf kleinere bzw. größere Kraftwerke ist für die einzelnen Emissionen nicht in jedem Fall gegeben, so daß für die Eingabe in das nachfolgende ökologische Modell von der Vorstellung ausgegangen wird, daß mehrere Blöcke desselben Typs zur Erzeugung größerer Leistungen an einem Ort installiert sind.

Reaktortyp	H 3	Kr 85	Xe 133	J 129	J 131
SWR	30	700	2.500 ¹	+	0,1
DWR	20	700	2.500	+	0,05
HTR	10	120	40	+	^{**} $3 \cdot 10^{-4}$
SBR		1000	7.000 ^{**}	+	^{**} $9 \cdot 10^{-3}$

Tab. 5.10: Wahrscheinliche Erwartungswerte für die Abluftemission eines 1000 MW_{el}-Kernkraftwerkes [Ci/a]
(+ vernachlässigbar [Bo 73], ** siehe Kap. 5.2.1.5 und Kap. 5.2.1.6)

Reaktortyp	H 3	Rest	Fe 55	Co 58	Co 60	Sr 89	Sr 90	J 131	Cs 134	Cs 137
SWR	150 $\frac{Ci}{a}$	1 $\frac{Ci}{a}$	2,6%	2 %	15,3%	27%	2,6%	8,8%	7,8%	16,6%
DWR	900 $\frac{Ci}{a}$	1 $\frac{Ci}{a}$		23,4%	10,8%			15,8%	10,2%	23,1%
HTR	900 $\frac{Ci}{a}$	0,2 $\frac{Ci}{a}$	68,3%		4,0%					6,7%
SBR	100 $\frac{Ci}{a}$	1 $\frac{Ci}{a}$		8,8%	8,8%			21 %	12 %	20 %

Tab. 5.11: Wahrscheinliche Erwartungswerte für die Abwasseremission eines 1000 MW_{el}-Kernkraftwerkes
(Die Ableitungen, ausgenommen H 3, sind auf 100% normiert; bei nicht vorhandenen Angaben belaufen sich die Ableitungen auf Spuren)

5.3 Freisetzungsraten der betrachteten Radionuklide aus Wiederaufarbeitungsanlagen

Wie bei Kernkraftwerken läßt sich die radioaktive Emission aus Wiederaufarbeitungsanlagen nicht vollständig vermeiden. Im Gegensatz zu den Rückhalteeinrichtungen bei Kernkraftwerken haben die Rückhalteeinrichtungen bei Wiederaufarbeitungsanlagen jedoch eine wesentlich größere Bedeutung. Während in Kernkraftwerken aus den Brennelementen nur geringe ungewollte Mengen Radionuklide in den Primärkühlkreislauf gelangen, werden in Wiederaufarbeitungsanlagen bei der Brennstoffauflösung alle im Brennstoff enthaltenen Radionuklide frei. Die nicht rückgehaltenen Radionuklide können gasförmig über den Schornstein in die Atmosphäre oder in flüssiger Form als Abwasser in den Vorfluter emittiert werden.

Wegen der besseren Verdünnung in der Atmosphäre einerseits und der intensiven Nutzung der Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland andererseits ist man bestrebt, die Abgaben mit dem Abwasser so gering zu halten, daß sie radioökologisch nicht betrachtet werden müssen. In Zukunft kann nach Entwicklung geeigneter Verfahren auch die Schornsteinemission reduziert werden.

5.3.1 Freisetzungsraten aus Wiederaufarbeitungsanlagen mit der Abluft

5.3.1.1 Freisetzungsraten nach heutigem Stand der Technik

Die Wiederaufarbeitung der LWR-, HTR- und SBR-Brennelemente (BE) erfolgt jeweils in speziellen Wiederaufarbeitungsanlagen. Eine weitere Spezialisierung auf DWR- und SWR-Anlagen ist nicht erforderlich. In Wiederaufarbeitungsanlagen für LWR- und SBR-Brennelemente wird man den PUREX-Prozeß und für HTR-Brennelemente den THOREX-Prozeß anwenden [Me 69].

Die optimale Kapazität einer Wiederaufarbeitungsanlage liegt nach heutigen Vorstellungen bei der Verarbeitung von Brennelementen für eine installierte elektrische Leistung von etwa 50.000 MW. Die Brennelemente aller Reaktortypen werden vor der Wiederaufarbeitung mindestens 180 Tage gelagert. Diese Mindestabkühlung ist wegen logistischer und technischer Probleme heute notwendig. Während dieser Zeit klingt die Radioaktivität und die Nachwärme beträchtlich ab. Die Radioaktivität des kurzlebigen J 131 fällt dann unter die des langlebigen J 129 ab. Damit wird J 129 das für die Rückhaltetechnologie bestimmende Isotop.

In Tab. 5.12 sind einige charakteristische Daten der abgebrannten Brennelemente zusammengestellt.

Wiederaufarbeitungsanlage für	LWR-BE	HTR-BE	SBR-BE
Spaltstoff	U235/Pu239	U235/U233	Pu239
Aborand [Mwd/t]	30.000	100.000	40.000 Kern- und Brutmantel
Kühlzeit [d]	≥180	≥180	≥180
BE-Durchsatz d. JA [t/a] (~300 Betriebstage/a)	1.500	365	960

Tab. 5.12 Charakteristische Daten für BE und WA

Der Gehalt der Brennelemente an flüchtigen Spaltprodukten zum Zeitpunkt der Wiederaufarbeitung ist in Tab. 5.1 wiedergegeben. Es ist jedoch zu beachten, daß bei Hochtemperaturreaktoren

durch Lithium-Verunreinigungen des Schwermetalls und des Graphits zusätzlich Tritium durch Aktivierung entsteht. Die Li-Verunreinigungen wurden pessimistisch nach Herstellerspezifikationen abgeschätzt (1 ppm für Schwermetall u. 0,1 ppm für Graphit) [Sc 74].

Die Emissionsraten der hier zunächst betrachteten Radionuklide, mit denen nach dem heutigem Stand der Technik bei Wiederaufarbeitungsanlagen gerechnet werden kann, sind in Tab. 5.13 angegeben. In der letzten Spalte ist gleichzeitig der Abscheidegrad für einzelne Radionuklide, wie er langfristig angestrebt werden sollte, aufgeführt.

Flüchtig- keit	Nuklid	Durchsatz [Ci/t]			Emissionsrate ohne zusätzliche Abtrennanlage [Ci/a] (50.000 MW _{el} , $\bar{x}=0,8$)			notwendiger Abscheidegrad [%]
		LWR	HTR	SBR	LWR	HTR	SBR	
flüchtig	H 3	660	1.740	1610	$1 \cdot 10^6$	$0,63 \cdot 10^6$	$0,58 \cdot 10^6$	99
	Kr 85	7.000	55.000	6.440	$1 \cdot 10^7$	$2 \cdot 10^7$	$0,62 \cdot 10^7$	99
	J 129 J 131 0 Tage 180 Tage	0,026 $0,65 \cdot 10^6$ 0,12	0,12 $2,3 \cdot 10^6$ 0,44	0,034 $1,1 \cdot 10^6$ 0,21	40 180	44 160	32 200	99 99,9 (zeitabhängig) bei Kühlzeit von 180d : 99
nicht flüchtig	Sr 90 Cs 134 (nach 180 Ta- gen) Cs 137	$6,7 \cdot 10^4$ $1,12 \cdot 10^5$ $3,2 \cdot 10^4$	$28 \cdot 10^4$ $1,4 \cdot 10^5$ $28 \cdot 10^4$	$3,9 \cdot 10^4$ $1 \cdot 10^5$ $12 \cdot 10^4$	nach Stand der Technik werden in Abgas und Abwasser jeweils weniger als 0,01 Ci abgegeben [OR 70]			nach derzeitiger Auffas- sung keine zusätzlichen speziellen Abtrennanla- gen

Tabelle 5.13: Übersicht über die bei der Wiederaufarbeitung anfallenden Nuklide und der dabei erfolgenden Freisetzung

5.3.1.2 Emissionswege für flüchtige Spaltprodukte

Die flüchtigen Spaltprodukte werden quantitativ in die Atmosphäre freigesetzt, sofern nicht spezielle Abtrenneinrichtungen vorgesehen sind, die im einzelnen später beschrieben werden.

Die Wiederaufarbeitung der Brennelemente besteht bei allen Anlagen aus den Teilschritten

- Desintegration der BE
(z. B. Zerhacken von LWR-BE, Mahlen und Verbrennen der Graphitmatrix von HTR-BE)
Auflösen des Brennstoffs in HNO_3
 - Einstellung der Acidität und der Konzentration
(Einstellung der Spelselösung auf Extraktionsbedingungen)
 - Solventextraktion
 - Lagerung oder Verfestigung der Spaltproduktlösungen
- } Head End

} chemischer Prozeßteil

Die Freisetzung und Emission von radioaktiven Isotopen erfolgt in den einzelnen Prozeßschritten und bei den verschiedenen Brennelement-Typen in unterschiedlichem Maße.

Einen groben Überblick über die Emissionswege nach dem heutigen Stand der Technik geben die Tab. 5.14 für Tritium und die Tab. 5.15 für die Edelgase und das Jod.

Aufarbeitung von BE aus	Prozeß-Abgas	Hoch-radioaktive Abfalllösung	Einleitung in Vorfluter	org. Abfall	BE - Hölisen
LWR	5	5	85	7	5
SBR	5-10	7	80	5	2
HTR oxidische BE carbidische BE	15-30	3	75	7	-
	90-95	3	2	5	-

Tab. 5.14 Emissionswege von Tritium (Stand der Technik) in % des Gesamtinventars

Tritium und die Tab. 5.15 für die Edelgase und das Jod.

Die Freisetzung der Edelgase erfolgt im Head-End, also bei der Zerlegung bzw. Verbrennung und der darauffolgenden Auflösung. Auch

Tritium wird hier freigesetzt, tauscht aber, soweit es elementar (als HT) vorliegt mit Wasser unter Bildung von HTO aus oder wird bei den herrschenden Bedingungen während der Auflösung zu HTO oxidiert und folgt dann allen wässrigen und teilweise auch organischen Prozeßströmen. Es gelangt dann letztlich entweder

Element	WA-Anlage für BE aus	Abgase des Head-End			wäßrige Phase		Extraktion		Behälter-abgase
		Zer-klein-erung	Ver-bren-nung	Auflösung u. Speise-lösungs-einstellung	hoch-aktive wäßrige Phase	niedrig-aktive wäßrige Phase	org.Phase	Abgase	
Krypton und Xenon	LWR	1	0	99	keine Edelgase nachzuweisen		keine Edelgase nachzuweisen		keine Edelgase nachzuweisen
	SBR	90	0	10					
	HTR	1	5	94					
	oxid BE carb BE	1	98	1					
Jod	LWR	5 *			10	80	1	2 **	2
	SBR	9			10	75	1	2	3
	HTR	5			10	80	1	2	2
	oxid BE	40			10	50	1	1	2
	carb BE	40			10	50	1	1	2

* der Anteil der organischen Verbindungen beträgt davon rund 10 %

** der Anteil der organischen Jodverbindungen beträgt davon 50 %

Tab. 5.15: Emissionswege der Edelgase und des Jods in % des Gesamtinventars. (Stand d. Technik)

mit dem Abwasser in den Vorfluter oder wird zweckmäßigerweise verdampft und über den Schornstein emittiert. Ähnlich verhält sich Jod, wenn es nicht gezielt abgetrennt wird. Dabei kommt es u. a. zur Bildung stabiler organischer Verbindungen, die nur schlecht durch konventionelle Jodfilter zurückgehalten werden.

Eine drastische Reduktion der Emissionen kann nur durch die Abtrennung dieser flüchtigen Isotope erreicht werden. Dazu ist es notwendig, die Emissionswege so zu ändern, daß das entsprechende Isotop möglichst nur an einer definierten Stelle in konzentrierter Form auftritt. Dabei darf aber der Wiederaufarbeitungsprozeß als solcher nicht beeinträchtigt werden. Man versucht daher, in einem zusätzlichen Verfahrensschritt die Freisetzung dieser Nuklide schon vor der Auflösung, bei der sonst die quantitative Freisetzung erfolgt, zu erreichen.

Eine gezielte Freisetzung aller flüchtigen Spaltprodukte in einem zusätzlichen Head-End-Schritt erscheint besonders zweckmäßig. In Oak Ridge wird daher ein thermischer Prozeß für LWR- und SBR-Brennstoffe unter dem Namen VOLOXIDATION entwickelt. Die Arbeiten befinden sich allerdings noch in einem sehr frühen Stand, so daß ein technischer Einsatz noch nicht abzusehen ist. Mit Sicherheit wird er aber erhebliche Kosten verursachen [Go 73].

Durch Aufoxidation des UO_2 zu U_3O_8 wird eine Strukturänderung erreicht, wodurch flüchtige Spaltprodukte ins Abgas freigesetzt werden. Tab. 5.16 zeigt die bisher erreichten Ergebnisse und die wichtigsten Prozeßdaten, die durch das Fließbett in Abb. 5.9 ergänzt sind. Vor allem das Tritiumproblem scheint nach dem bisherigen Stand der Arbeiten auf diese Weise lösbar. Wird auf diesen zusätzlichen Prozeßschritt verzichtet, so sind dennoch eine ganze Reihe von Maßnahmen möglich, um die flüchtigen Spaltprodukte frühzeitig aus dem Prozeßstrom in einen Abgasstrom überzuführen.

BE-Typ	Abbrand [Mwd/t]	Temperatur [°C]	O ₂ -Gehalt des Spülgases [%]	freigesetztes		
				H 3	Kr 85	Jod
LWR	20.000	650	25 - 75	99	90 (45)	95 (75)
SBR	20.000	750	25 - 75	99	95 (45)	98 (75)

Tab. 5.16: Freisetzung flüchtiger Spaltprodukte unter optimalen Voloxidationsbedingungen in %
(In runden Klammern die durchschnittlich erreichten Werte [Go 73])

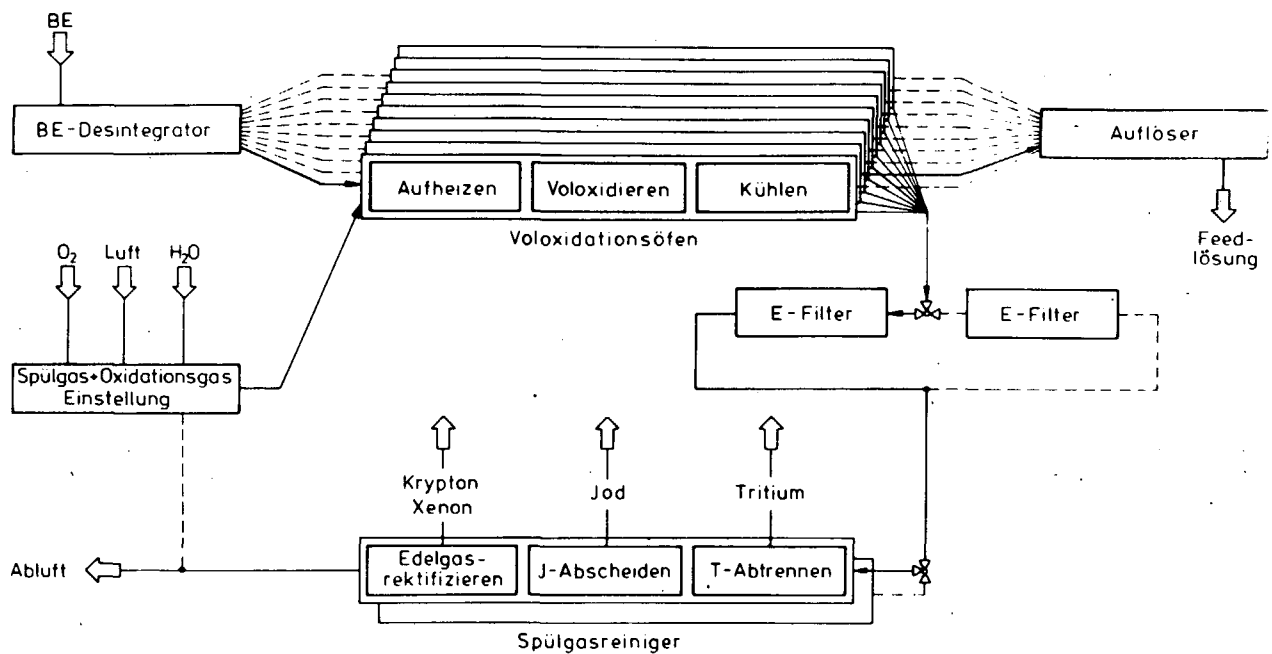


Abb. 5.9: Schema einer Voloxidationsanlage mit Spülgasreinigung

Die meisten Edelgase zeigen dieses Verhalten ohne weitere Maßnahme. 98 bis 99% des Gesamtinventars gelangt bei der Auflösung in das Auflöserabgas. Dieses Abgas ist gesondert der Abtrennanlage zuzuführen. Um möglichst eine hohe Eingangskonzentration zu erhalten, müssen konstruktive Maßnahmen ergriffen werden, um die Gesamtmenge des Auflöserabgases so gering wie möglich zu halten.

Jod kann durch Einblasen von Luft in den Auflöser verflüchtigt werden. Dadurch wird es aus den Prozeßströmen zu ungefähr 98% entfernt. Um zu verhindern, daß es mit den Kondensaten zurückfließt, werden diese einer Jodabtrennung unterworfen. Dadurch wird die Bildung organischer Jodverbindungen stark eingeschränkt und die Verschleppung der Jodspezies verhindert.

Das Tritium bindet sich quantitativ an Wassermoleküle und findet sich daher vor allem in der wässrigen Phase. Aus dem Abgas kann es durch Trocknung desselben abgeschieden werden und in die wässrige Phase zurückgeführt werden. Da Wasser sich nur in geringem Maße in der organischen Phase löst und dieses leicht ausgewaschen werden kann, ist es möglich, daß das Tritium zu 99% in der wässrigen Phase verbleibt. Um eine Aufkonzentrierung des Tritiums in der wässrigen Phase zu erreichen, wird diese nach entsprechender Reinigung in den Prozeß rezykliert. An geeigneter Stelle wird eine Abtrennanlage vorgesehen, die das Tritium dem Kreislauf entzieht. Schwierigkeiten sind bei diesem Verfahren vor allem wegen der hohen Tritiumkontamination bei der Führung der wässrigen Prozeßströme zu erwarten. Abb. 5.10

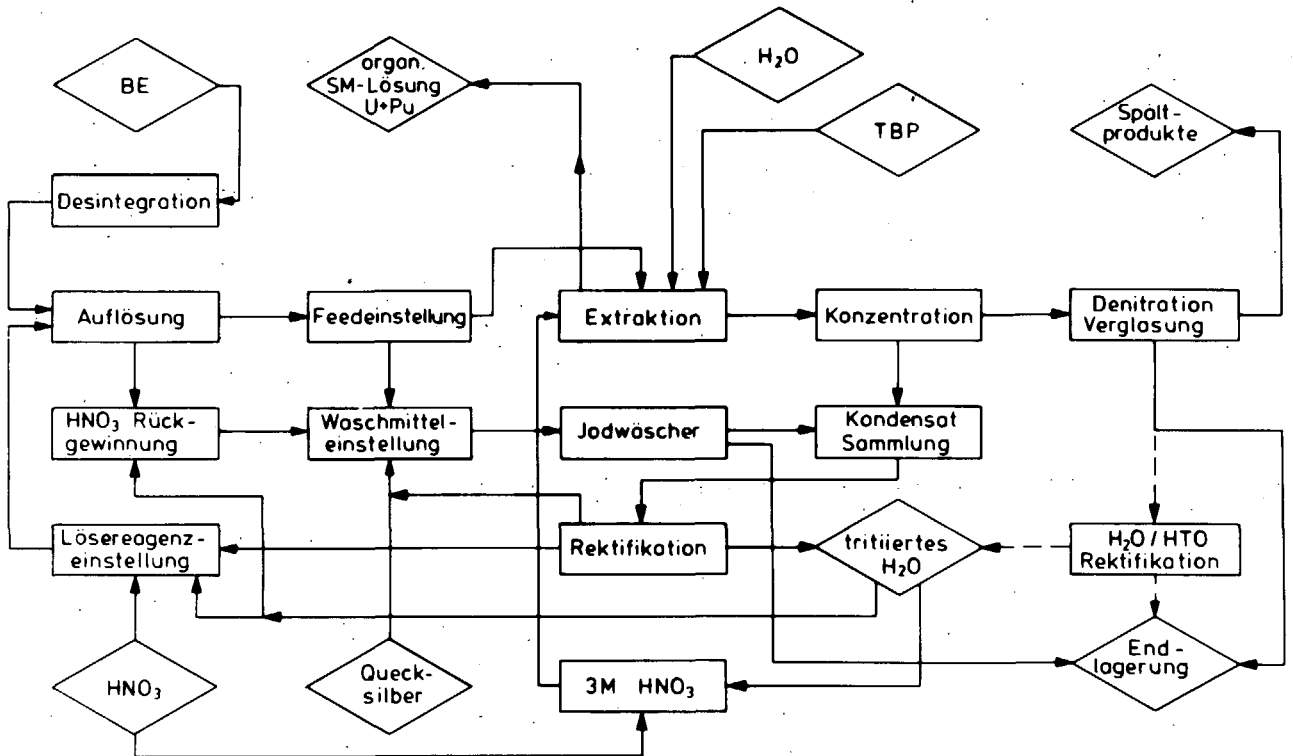


Abb. 5.10: Fließbild des Tritiumpfades bei vollkommener Rezyklierung der wässrigen Stoffströme in einer Wiederaufbereitungsanlage bei stationärem Betrieb

zeigt den Kreislauf der wässrigen Phase. Die Jodabscheidung aus den Kondensaten ist ebenfalls in der Abbildung eingezeichnet. Auch alle anderen wässrigen Prozeßströme werden auf ähnliche Weise in den Prozeß zurückgeführt [Sc 74].

Bisher wurde noch bei keiner Anlage eine solche konsequente Rückführung der wässrigen Phase geplant, oder gar in einer bestehenden Anlage durchgeführt. Sie ist jedoch Voraussetzung für eine Tritiumabtrennanlage mit Abtrennfaktoren von 99% bei wirtschaftlich vertretbarem Aufwand.

Im folgenden sollen die Punkte herausgestellt werden, die nötig sind, um erfolgreich Abtrennanlagen für die Edelgase, das Jod und das Tritium betreiben zu können.

- Einbau von Auflösern mit geringem Spülgasbedarf und geringer Leckrate
- Verflüchtigung des Jods aus dem wässrigen Prozeßstrom während der Auflösung in das Abgas
- Konzentrierung des Tritiums auf die wässrige Phase mit Durchtrittssperre für Tritium in den zweiten Extraktionszyklus durch Rezyklierung der wässrigen und Waschen der organischen Phase
- Abgasströme, in denen ein flüchtiges Spaltprodukt verhältnismäßig stark angereichert ist, sollten nicht durch einen nicht kontaminierten Abgasstrom vor der Abtrennanlage verdünnt werden

Die Abgaszusammensetzung verschiedener Abgasströme, für die die hier entworfenen Abscheideanlagen ausgelegt sind, zeigen die Tabellen 5.17 und 5.18. Die Abgasführung wird in Abb. 5.11 und Abb. 5.12 dargestellt. Eine ausführliche Darstellung befindet sich in [Sc 75].

	Volumen [NI/h]	Gewicht [kg/h]	Radioaktivität [Ci/h]
Spülgas Luft oder Helium oder Xenon	75.000	100 13,5 440	
Spaltgas Krypton davon Kr 85 Xenon Tritium Jod 129 Jod 131	27 1 160	0,1 0,004 1 0,035	$1,5 \cdot 10^3$ 0 150 0,025 0,0066
im Auflöser entstehende Stickoxide	25.000	50	

Tab. 5.17: Mögliche Zusammensetzung des Auflöserabgases einer Wiederaufarbeitungsanlage für LWR-Brennelemente bei einem Durchsatz von 220 kg Schwermetall pro Stunde

	Volumen [NI/h]		Gewicht [kg/h]		Radioaktivität [Ci/h]	
	Abgas der		Abgas der		Abgas der	
	Verbrennung	Auflösung	Verbrennung	Auflösung	Verbrennung	Auflösung
CO ₂	1.750.000		3.500			
CO	< 15.000		< 20		~0,7 (C 14)	
O ₂	< 150.000		< 220			
Spülgas Luft oder Helium oder Xenon		10.000		13 1,8 60		
Spaltgase Krypton davon Kr 85 Xenon Tritium Jod 129 Jod 131	3 0,2 20	25 1,7 360	0,01 0,14	0,1 0,75	350 ~0 20 ~0,000625 ~0,0025	2.500 ~0 90 0,0062 0,023
im Auflöser ent- stehende Stick- oxide		60		0,15		

Tabelle 5.18: Mögliche Zusammensetzung des Verbrennungs- u. Auflöserabgases für HTR-Brennelemente bei einem Durchsatz von 52 kg Schwermetall pro Stunde (Referenzbrennelement: THTR 300)

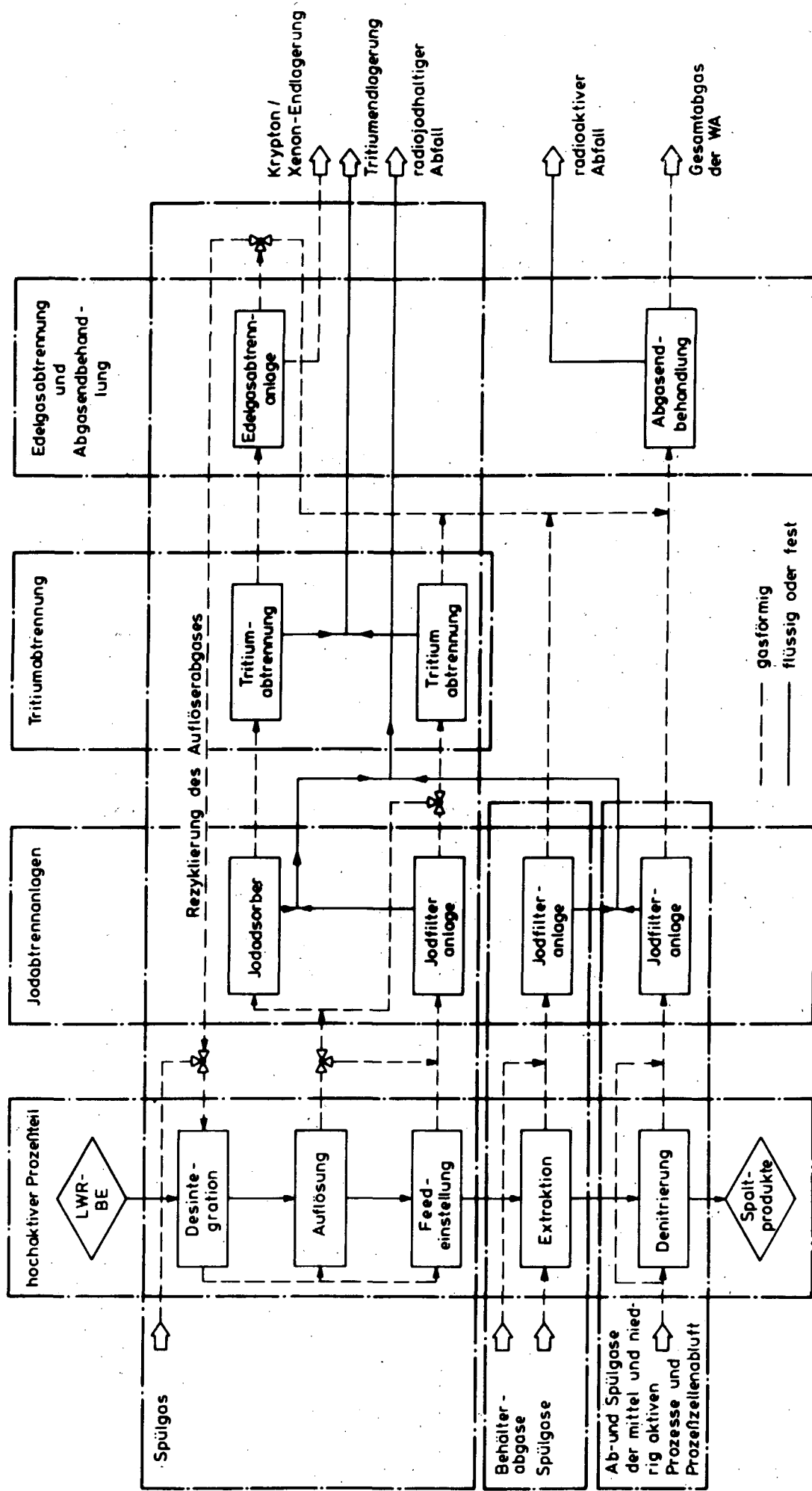


Abb. 5.11: Abgasführung in einer Wiederaufarbeitungsanlage nach dem PUREX-Prozess

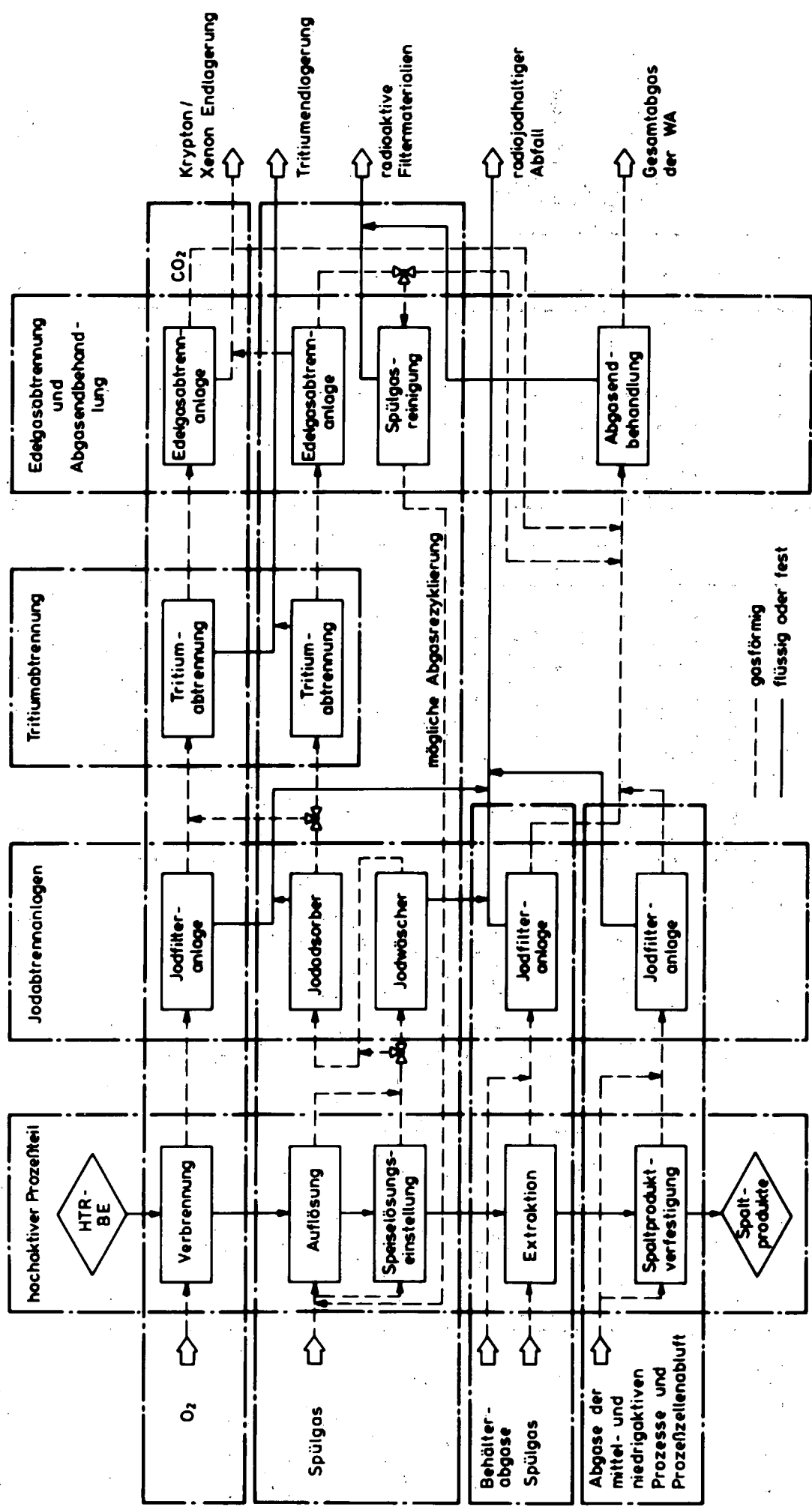


Abb. 5.12: Abgasführung in einer Wiederaufarbeitungsanlage nach dem THOREX-Prozeß

5.3.1.3 Abtrennverfahren für flüchtige Spaltprodukte

Die wichtigsten Abtrennverfahren für flüchtige Spaltprodukte sind in Tab. 5.19 zusammengestellt. Es werden nur Verfahren

Abtrennanlage für	Abtrennprozeß	geeignet für	Verfahren	erreichbare Abtrennfaktoren	Literatur
Edelgase	AKUT	Verbrennungsabgas beim THOREX-Prozeß	Rektifikation	99%	La 74.2, Be 73.1
	KALC		Absorptionsverfahren	99%	Wh 73, GI 74
	CRYOSEP	Auflöserabgas THOREX	Tieftemperaturrektifikation	99%	Be 73.1
	FREON	Auflöserabgas PUREX	Absorption	99%	St 73, St 74 Am 73
	andere Kryoverfahren	Auflöserabgas PUREX	Tieftemperaturrektifikation und Ausfrüherverfahren	99 bis 99,9%	Da 73, Da 74.2 Am 74
Tritium	TRINEZ		Vakuumrektifikation	99%	Sc 74, Hu 73
	IODOX	Abgas	chemisches Oxidationsverfahren	99%	Ya 74
Jod	Adsorptionsprozesse	Abgas	Adsorption mit chemischer Umwandlung	99,9 bis 99,99%	Wi 74.1, Fu 73
	Absorptionsprozesse	Abgas + Kondensate	Absorption mit chemischer Umwandlung	90 bis 98%	

Tabella 5.19: Zusammenstellung der geeignetsten Abtrennanlagen für flüchtige Spaltprodukte

aufgeführt, die aufgrund ihres derzeitigen Entwicklungsstandes oder wegen überzeugender physikalischer und/ oder chemischer Methoden besonders geeignet erscheinen. Verfahren, die mit besonderen Gefahren behaftet sind (z. B. Elektrolyseverfahren zur Tritiumabtrennung wegen Explosionsgefahr, Adsorptionsverfahren an Aktivkohle wegen Brandgefahr), oder Verfahren, die zu großen Abfallmengen führen, wurden nicht angeführt.

Die vereinfachten Fließbilder dieser Verfahren sind in den folgenden Abbildungen (5.13 bis 5.19) dargestellt.

Die Abb. 5.13 zeigt ein Blockfließbild der Tritiumabtrennung

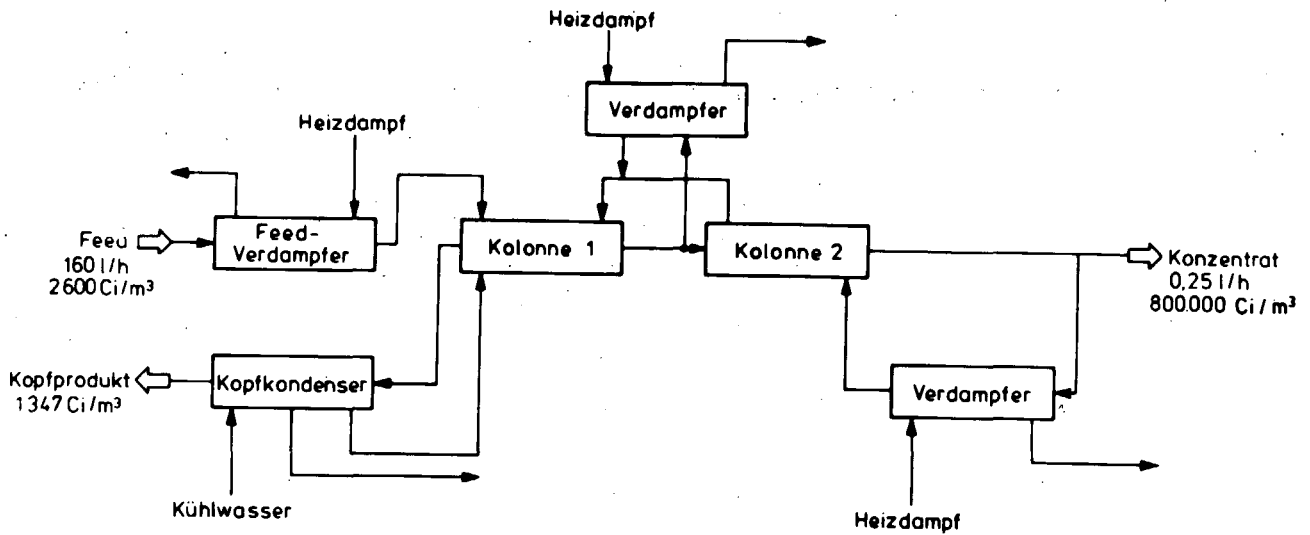


Abb. 5.13: Schema einer Rektifizieranlage zur Tritiumanreicherung

durch Rektifikation nach dem TRINEZ-Prozeß.

Zur Abtrennung von Edelgasen aus dem Auflöserabgas werden der FREON-Prozeß und cryogene Verfahren (z. B. CRYOSEP) entwickelt. Der Abtrennung des Kryptons aus Verbrennungsabgasen der HTR-Brennelemente dienen der AKUT- und der KALC-Prozeß, [z. B. La 74.2, Be 731, Wh 73, Gl 74].

Beim FREON- und beim KALC-Prozeß geht man im Prinzip vom gleichen Fließbild aus. Sie sind Waschprozesse, Beim FREON-Prozeß verwendet man einen halogenierten Kohlenwasserstoff, beim KALC-Prozeß flüssiges CO_2 als Waschmittel. Der FREON-Prozeß ist für edelgashaltige Abluft, der KALC-Prozeß für CO_2 -reiches Verbrennungsabgas ausgelegt, siehe Abb. 5.14, [z. B. St 73, St 74, Am 73].

In der Adsorptionskolonne werden Spalteredelgase ebenso wie Permanentgase gelöst. In der zweiten Kolonne werden leichter flüchtige Anteile bei kleinerem Druck, aber höherer Temperatur desorbiert und in das Abgas zurückgeführt. Im Absorbens sind jetzt nur noch die schweren Komponenten (Kr, Xe) gelöst. Sie werden im Stripper in hoher Konzentration gewonnen. Die Betriebstemperatur liegt bei -40 bis -20°C . Beim AKUT-Prozeß für CO_2 -reiches Verbrennungs-

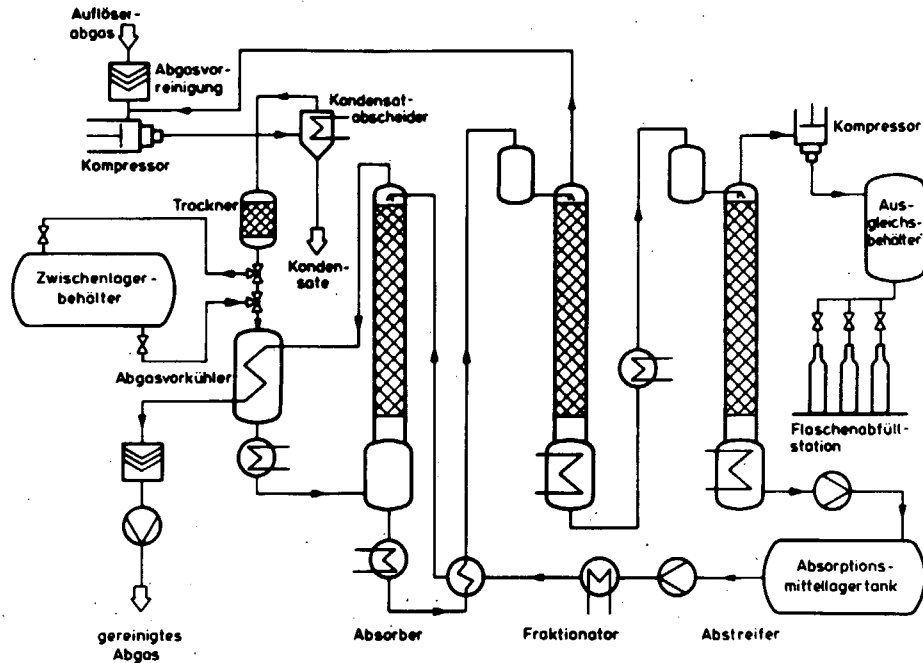


Abb. 5.14: Vereinfachtes Fließbild zur Spaltesdelgasabtrennung nach dem Freon- (KALC-) Prozeß

abgas arbeitet man bei höheren Drücken, aber bei Umgebungstemperatur. Dabei wird das gesamte Abgas verflüssigt. Bei der anschließenden Rektifikation werden die Edelgase am Kolonnenkopf abgezogen, während sich die noch leichter flüchtigen Sauerstoff- und Stickstoffanteile überraschenderweise nicht in gleicher Weise am Kolonnenkopf anreichern (Ab. 5.15).

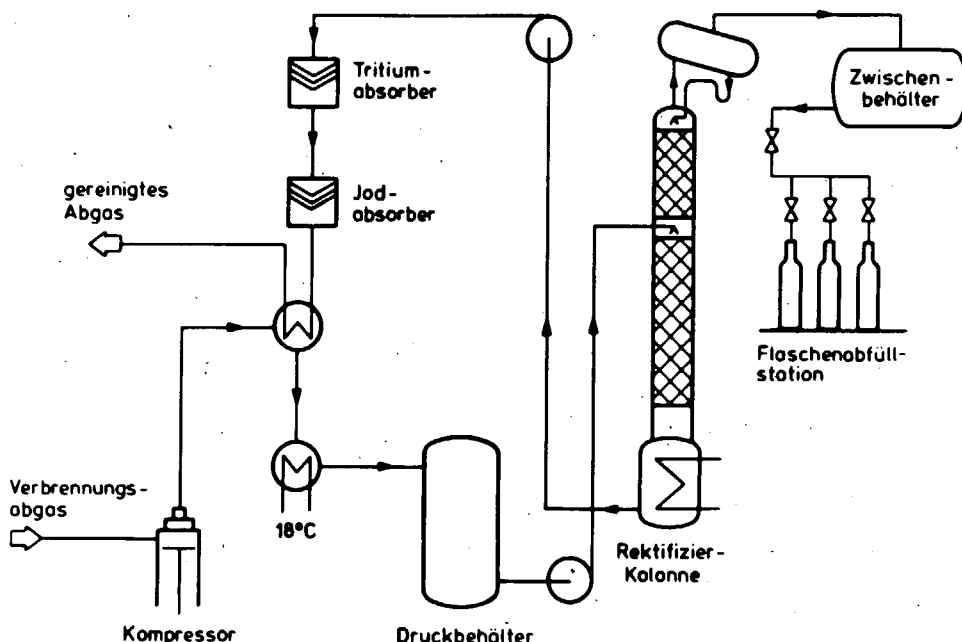


Abb. 5.15: Vereinfachtes Fließbild zur Spaltesdelgasabtrennung aus dem Verbrennungsabgas von HTR-BE nach dem AKUT-Prozeß

Tieftemperatur-Verfahren sind in ihrer technischen Entwicklung am weitesten fortgeschritten, [z. B. Be 73.1, Da 73, Da74.2, Am 74] Die Abb. 5.16 zeigt ein Fließbild. Das Auflöserabgas wird erst

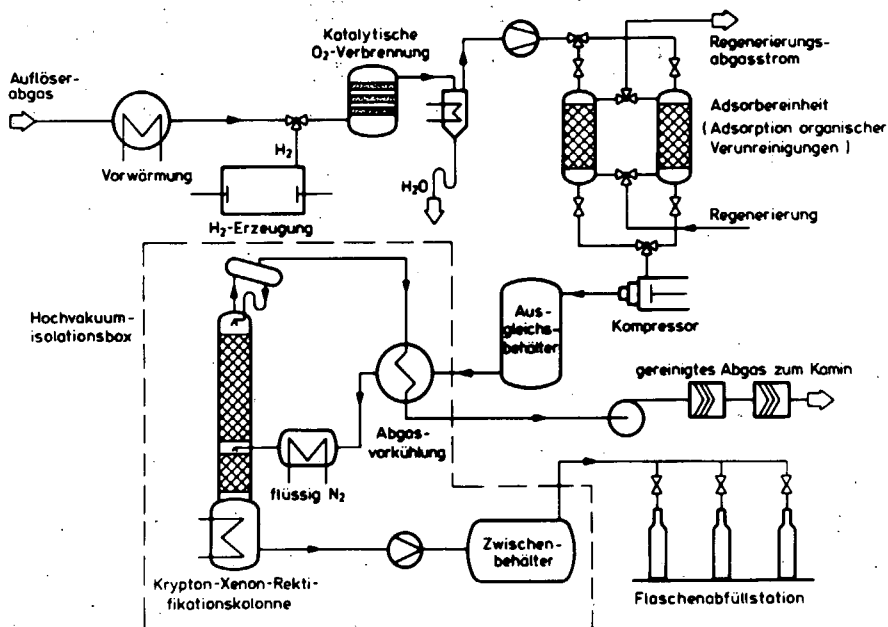


Abb. 5.16: Fließbild zur Edelgasabtrennung aus dem Auflöserabgas durch Tieftemperaturrektifikation

katalytisch vom Sauerstoff befreit. In Kühlfallen und Adsorbereinheiten wird das Abgas dann getrocknet und von organischen Bestandteilen befreit. Hierdurch wird sichergestellt, daß nach Verflüssigung des Abgases während der Rektifikation keine Explosion durch radiolytisch gebildetes Ozon oder durch im Sumpf angereicherte organische Kohlenwasserstoffe erfolgen kann.

Andere Verfahren versuchen die Abtrennung weiter zu vereinfachen. Als Spülgas für den Auflöser wurde Helium vorgeschlagen, das im Kreislauf geführt wird. Ein Fließbild ist in Abb. 5.17 dargestellt. Das Verfahren ist bei den kontinuierlich arbeitenden Auflösern des THOREX-Prozesses recht gut, bei PUREX-Anlagen aber kaum realisierbar. Der Heliumkreislauf hat den Vorteil, daß die Spaltedelgase und andere Verunreinigungen leicht in Gefrierfallen ausgefroren werden können.

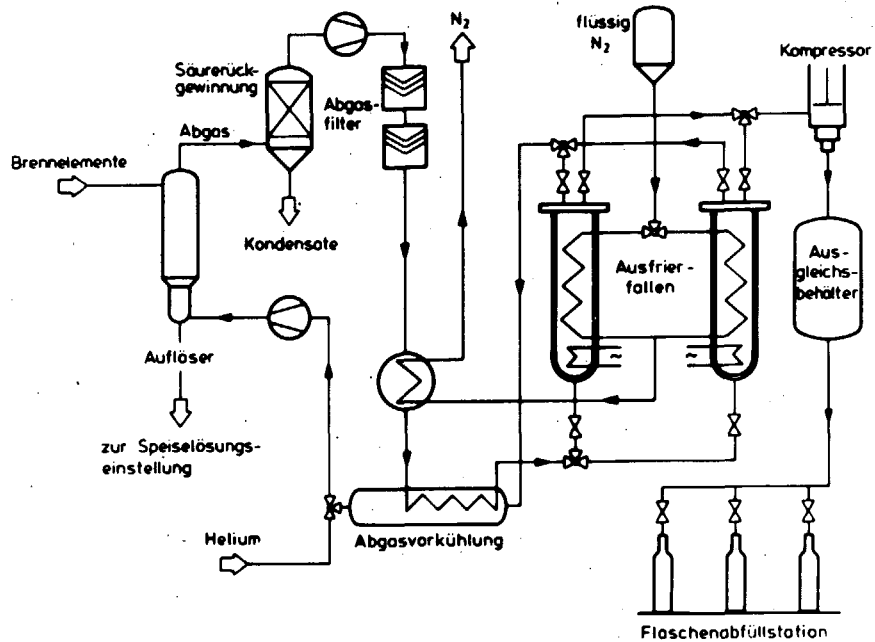


Abb. 5.17: Fließbild zur Edelgasabtrennung aus dem Auflöserabgas durch Ausfrieren aus Heliumspülgaskreislauf

Zwei weitere Verfahren, die noch nicht experimentell erprobt sind, zeigen Abb. 5.18 und Abb. 5.19. Bei diesen Verfahren

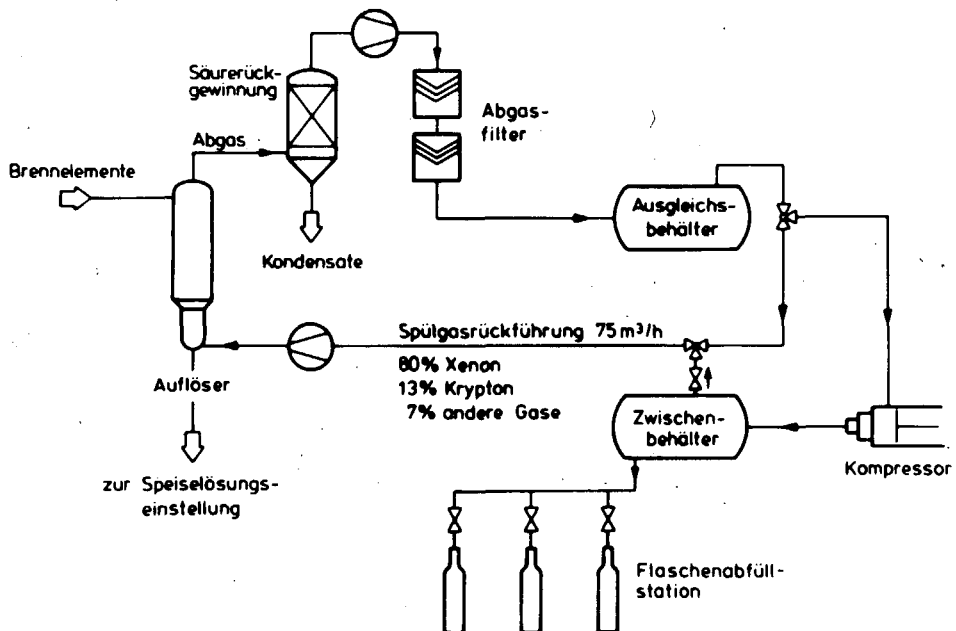


Abb. 5.18: Fließbild zur Edelgasabtrennung aus dem Auflöserabgas durch Xenonspülgaskreislauf ohne spezielle Kryptonabtrennung

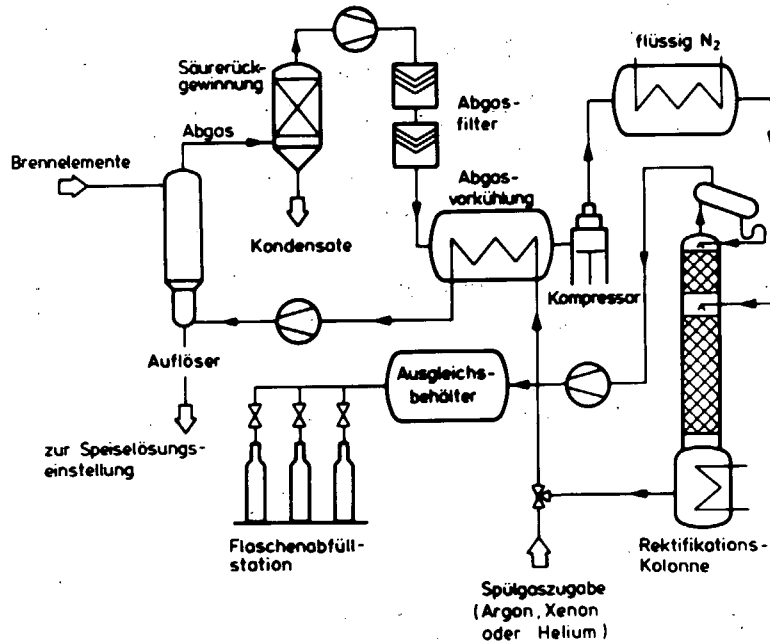


Abb. 5.19: Fließbild zur Edelgasabtrennung aus dem Auflöserabgas durch Xenonspülgasrückführung und Kryptonabtrennung durch Rektifikation

werden die Spalteredelgase selbst als Spülgas genutzt. Nachteilig ist wieder die hohe Dichtigkeit, die für den gesamten Kreislauf gefordert werden muß. Außerdem verbleibt bei dem in Abb. 5.18 gezeigten Fall die Masse des Kr 85 im Kreislauf. Abgezogen wird nur der neu im Auflöser hinzugekommene Anteil. Im anderen Fall wird das gesamte Abgas verflüssigt. In einem Stripper werden die flüchtigeren Bestandteile aus dem Xenon getrieben und auf Flaschen gefüllt. Das Xenon wird in den Auflöser zurückgeführt.

Eine besondere Bedeutung besitzt die Jodrückhaltung wegen der hohen Radiotoxizität der Jodisotope. Jodabtrennanlagen sind schon heute in allen Wiederaufarbeitungsanlagen vorhanden. Um Jod jedoch sicher zu 99 bis 99,9% insgesamt abtrennen zu können, müssen die Abtrennanlagen vor allem wegen der organischen Jodverbindungen noch weiter ertüchtigt werden.

Zur quantitativen Abtrennung haben sich Wäscher sehr bewährt. Nach dem in Abb. 5.20 dargestellten Verfahren wird mit einer

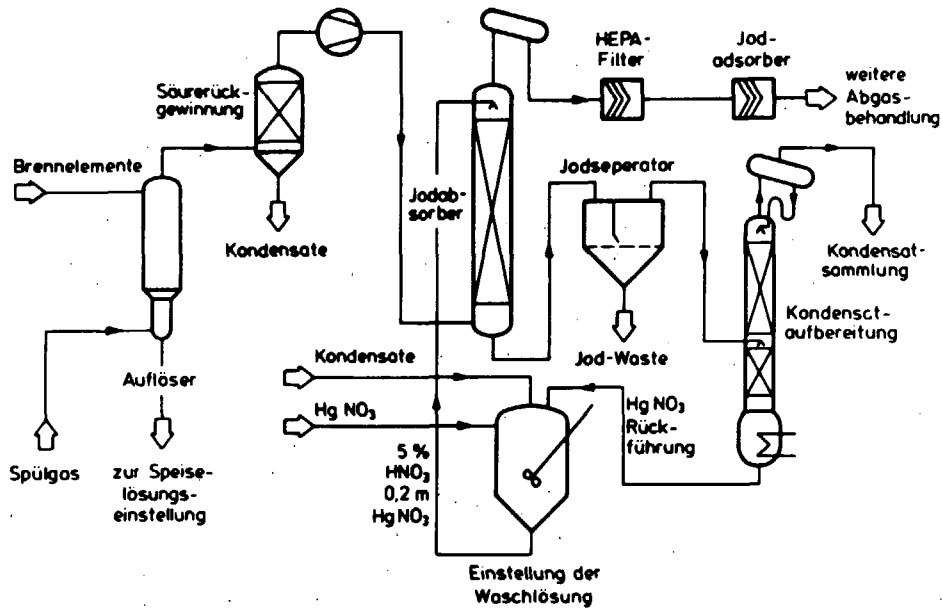


Abb. 5.20: Fließbild zur Jodabtrennung mittels Jodwäscher

5 molarigen Salpetersäure, der Quecksilbernitrat zugesetzt ist, das Abgas und die Kondensate gewaschen. Als schwerlösliches Quecksilberjodid wird jedoch das Spaltprodukt aus der wässrigen Phase abgetrennt.

Das in Abb. 5.21 gezeigte IODOX-Verfahren befindet sich noch in

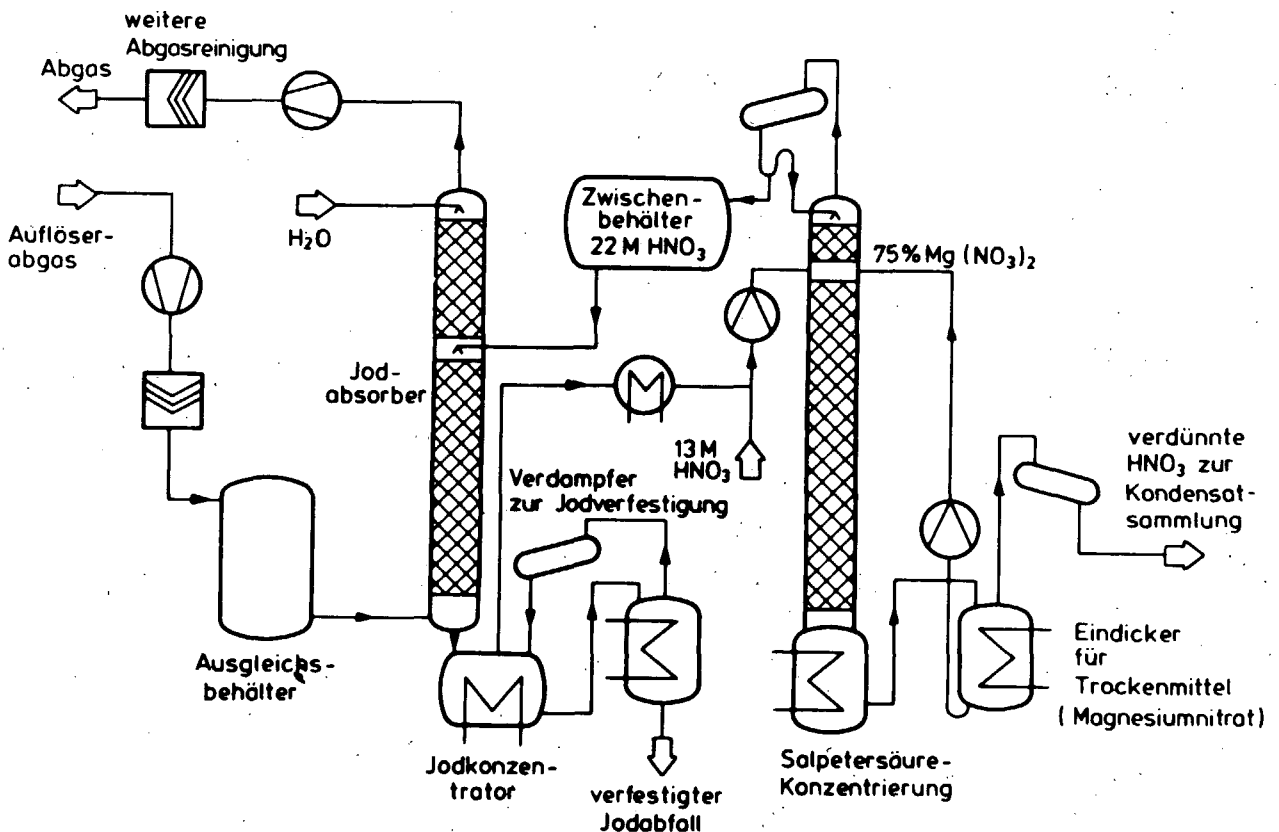


Abb. 5.21: Fließbild zur Jodabtrennung nach dem IODOX-Verfahren

der Laborerprobung. Das Verfahren arbeitet mit überazeotroper Salpetersäure (20 molar) [Ya 74]. In einer Waschkolonne wird das Jod zu J_2O_5 oxidiert. In einem Verdampfer bleibt es als kristalliner Rückstand im Sumpf, während die Brüden kondensiert und in einer Rektifikationskolonne zu 20%-iger Salpetersäure aufkonzentriert werden. Bei diesem Verfahren ist es vorteilhaft, daß es ohne weitere Chemikalien auskommt, unempfindlich gegen Verunreinigungen des Abgases (z. B. Stickoxide) ist und organische Jodverbindungen abzutrennen vermag. Zur Sicherheit sollte auch diesem Jodwäscher ein Adsorber nachgeschaltet werden.

Die Adsorber zeichnen sich durch eine einfache Handhabung aus. Besonders wirksam sind silbernitratimprägnierte Adsorber, die das Jod zuverlässig binden und auch gegenüber organischen Verbindungen (Methyljodid) Abscheidegrade von 99,99% erreichen. Besonders günstig ist ein Adsorbentyp von G. WILHELM, der in Zusammenarbeit mit BAYER AG Leverkusen entwickelt wurde, [z. B. Wi74.1, Fu 73]. Als Katalysatorträger dient ein speziell entwickelter Kieselgelytyp. Der Adsorber verliert auch bei verhältnismäßig hohen Luftfeuchtigkeiten und Stickoxidgehalten von 2% seine hervorragenden Abtrenneigenschaften nicht. Die Gefahr der Desorption ist bis zu 300° C gering. Die Jodadsorber nach G. WILHELM sind in Abb. 5.22 dargestellt. Welche Verfahren

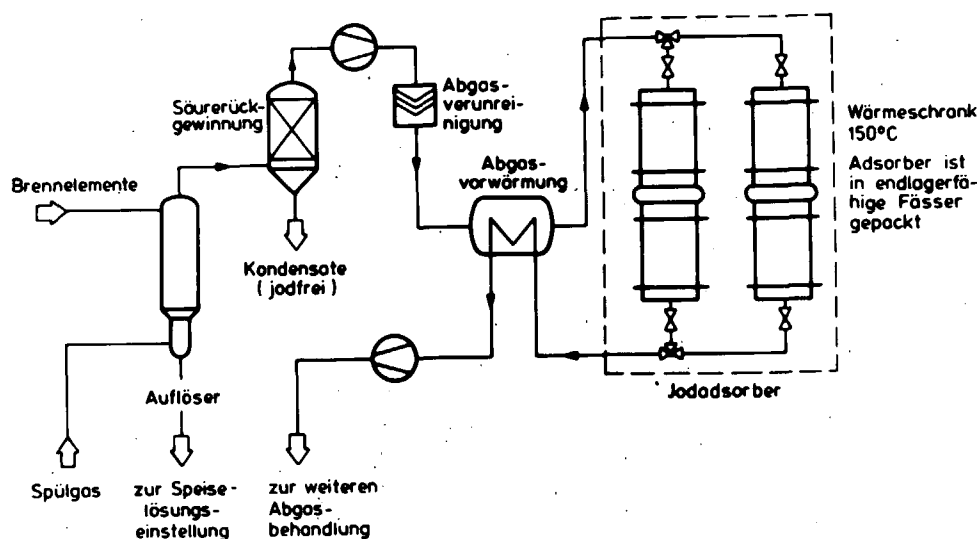


Abb. 5.22: Jodabtrennung mittels $AgNO_3$ imprägnierten Adsorptionsmittel

letztlich in einer Wiederaufarbeitungsanlage angewandt werden, kann hier nicht entschieden werden. Alle hier nur kurz angesprochenen Verfahren haben ein großes Entwicklungspotential. Technologisch wird die Reinigung der Abgasströme durch zuverlässige Verfahren zu erreichen sein.

5.3.1.4 Kosten für die Abtrennung der flüchtigen Spaltprodukte

Die Einführung neuer Abtrennverfahren zur Reduktion der gasförmigen Emissionen wirkt sich beträchtlich auf die Kosten der Wiederaufarbeitung aus. Insbesondere aber werden die zusätzlichen Kosten bei einer weiteren Ertüchtigung der Anlagen, also bei einer Erhöhung des Rückhaltefaktors, überproportional steigen.

Zur Abschätzung der Größenordnung der finanziellen Belastungen wurden Kostenschätzungen zu den wichtigsten Verfahren durchgeführt. Der Kostenstand ist der 1.1.1974. Kosten für Forschung und Entwicklung wurden nicht berücksichtigt. Auch bleiben Kosten außer Betracht, die aufgrund von Rückwirkungen der neuen Prozessschritte auf den übrigen Prozeßteil entstehen können.

Die Schätzungen gehen von unterschiedlichen Voraussetzungen aus. Zum Teil konnten Angebote der Industrie verwandt werden [Hu 73, Da74.2], zum Teil wurden die Kosten von Pilot- und Versuchsanlagen auf die Großanlage hochgerechnet. Wo dieses nicht möglich war, wurden nach [Kö 61] die Hauptkomponenten geschätzt und daraus auf die gesamten Investitionskosten geschlossen. Um dennoch vergleichbare Werte zu erhalten, wurden nach Möglichkeit die Anlagen auf verschiedene Weise kalkuliert und einander angepaßt.

In Tab. 5.20 sind die Kosten für die Reinigungsanlagen bezogen auf die Erzeugung von 1 GWh elektrischer Energie angegeben. Die Kostenrechnung für Tritiumabtrennanlagen ist ausführlich in [Sc 74] beschrieben. Die Kostenrechnung für Jod- und Edel-

gasabtrennanlagen ist analog durchgeführt worden. Deutlich wird,

daß die Abtrennanlage auf die Stromgestehungskosten keinen nennenswerten Einfluß hat. Die Anlagen benötigen in der Regel 10% der Gesamtinvestitionskosten einer Wiederaufarbeitungsanlage und bedeuten somit keine unzumutbare finanzielle Belastung. Bei der Auswahl der Verfahren kann man

Abtrennfaktor	Kosten zur Abtrennung und Weiterbehandlung flüchtiger Spaltprodukte DM/GWh			
	Tritium	Jod ^{*)}	Edelgase	Summe
90%				
PUREX-Prozeß	2 - 12		3 - 13	11 - 21
THOREX-Prozeß	2 - 12		2,25-3,5	10 - 12
99%		6 - 10		
PUREX-Prozeß	230-240		9 - 23	245 - 275
THOREX-Prozeß	230-240		32 - 34	268 - 285

^{*)}Jod wird zu 99,9% abgetrennt

Tab. 5.20: Kosten der Abtrennung flüchtiger Spaltprodukte in Abhängigkeit des Abscheidegrades

sich daher fast ausschließlich auf technische Zuverlässigkeit und Wirksamkeit konzentrieren. Eine Ausnahme stellt die 99%-ige Tritiumabtrennung dar, die, bezogen auf die Gesamtanlagenkosten, unverhältnismäßig teuer ist, wenn der Standort der Wiederaufarbeitungsanlage nicht die Möglichkeit bietet, große Mengen tritiiertem Wassers in abgeschlossene Speichergesteine des tiefen Untergrundes zu pumpen, oder evtl. mit Tankern zur Verklappung auf das offene Meer zu bringen.

5.3.2 Freisetzungsraten aus Wiederaufarbeitungsanlagen mit dem Abwasser

Die Prozeßabwässer der Wiederaufarbeitungsanlagen werden über Verdampfer, Ionenaustauscher und Adsorberbetten soweit gereinigt, daß die jährlichen Abgaberaten im Millicurie- bis maximal etwa 1 Ci liegen. Eine Ausnahme bildet z. Zt. das Tritium, von dem maximal einige 1000 Ci/a abgegeben werden können. Der Rest ist in den Spaltproduktlösungen enthalten und wird gelagert. Ein geringer Teil wird heute über den Schornstein emittiert. Großanlagen mit Durchsätzen von ca. 1 MCI/a werden aber Tritium nur zu einem sehr geringen Prozentsatz in den Vorfluter abgeben können, so daß geplant ist, das gesamte Tritium in Form von Wasserdampf über den Schornstein abzugeben.

Ein nächster Schritt zur Verringerung der Gesamtemission ist dann die Rezyklierung der tritiumhaltigen Prozeßströme [Sc 74]. Lediglich durch Leckagen und Verschleppung von Radioaktivität ist dann bei zukünftigen Anlagen eine geringfügige radiologische Belastung des Vorfluters durch Wiederaufarbeitungsanlagen zu erwarten. Sie wird sich auch für Großanlagen in dem o. a. Rahmen halten müssen.

5.4 Freisetzung aus Kernkraftwerken mit Fusionsreaktoren

5.4.1 Aufbau eines Fusionsreaktors

An der Entwicklung von Kernfusionsreaktoren wird weltweit gearbeitet und mit der Einführung auf dem Energiemarkt rechnet man mit großer Wahrscheinlichkeit bald nach der Jahrhundertwende. Derzeitig sind jedoch die Vorstellungen über den technischen Aufbau des Fusionsreaktors noch sehr spekulativ.

Die nutzbare Energie erhält man nach heutigen Vorstellungen aus

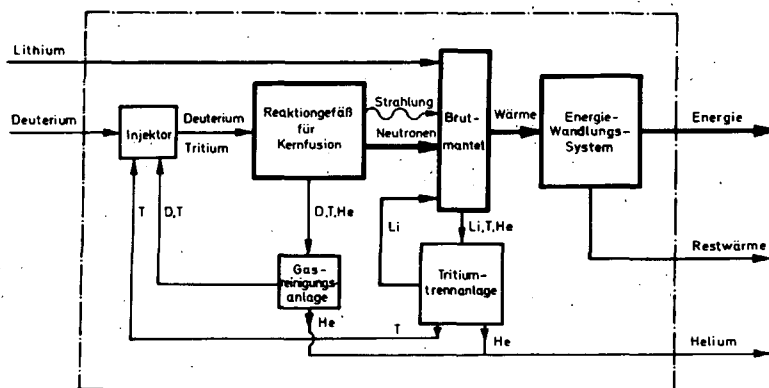


Abb. 5.23: Schema des betrachteten Fusionsreaktors

der Verschmelzung von Deuterium und Tritium zu Helium und Neutron, so daß das Tritium Bestandteil des Brennstoffkreislaufs in einem Fusionsreaktor ist. Dabei werden die erforderlichen Tritiummengen durch Neutronenreaktionen in einem Lithiumbrutmantel erzeugt. Demnach unterscheidet man zwei interne Tritiumkreisläufe im Fusionsreaktor (siehe Abb. 5.23):

- Mit dem Brennstoffumlauf assoziierter Tritium-Kreislauf (D-T-Gemisch), Injektor-Reaktionskammer- Gasreinigungsanlage)
- mit dem Tritium-Brutprozess assoziierter Tritiumkreislauf (Brutmantel-Tritiumtrennanlage-Injektor)

In einem Kraftwerk von 1000 MW elektrischer Leistung sind insgesamt ca. 7.200 g/Tag Tritium im Umlauf, ein Vielfaches des Tritium-Verbrauches bzw. der Produktionsmenge von ca. 360 g/Tag.

Es ist verständlich, daß eine hochentwickelte Tritiumtechnologie eine Voraussetzung für den Betrieb eines Fusionsreaktors ist, und daß die Erfüllung betrieblicher Sicherheitsauflagen ein sehr effektives Tritiumcontainment voraussetzt.

5.4.2 Freisetzung von Tritium aus Kernkraftwerken mit Fusionsreaktor

Im Normalbetrieb ist eine Freisetzung von Tritium aus folgenden Reaktorkomponenten denkbar:

- a) Aus dem Brennstoffzufuhr- und Brennstoffabfuhrsystem (T_2 oder DT)
- b) aus dem Brutmantel und aus dem Tritiumabtrennsystem (T_2)
- c) aus dem Energiewandlungssystem (HTO)

Nach den bisherigen Erkenntnissen ist c) der kritische Weg für die Tritium-Freisetzung in die Umgebung.

Tritium ist die einzige flüchtige radioaktive Substanz, die in einem Fusionsreaktor vorkommt. Außer Tritium entsteht keines der in diesem Bericht betrachteten Radionuklide. Eine Wiederaufarbeitungsanlage gibt es bei der Kernfusion nicht.

5.4.2.1 Freisetzung mit der Abluft

Nach den Überlegungen im vorhergehenden Abschnitt ist die Leckage von gasförmigem Tritium über die Wege a) und b) möglich.

Aus Sicherheitsgründen wird man voraussichtlich für alle Komponenten der beiden Tritiumkreisläufe ein Containment vorsehen (z. B. Ummantelung von Rohren oder versiegelte Räume), und zwar kann die Containmentwandung auf Raumtemperatur gehalten und an kritischen Stellen mit zusätzlichen Diffusionsbarrieren versehen werden. Das innerhalb dieses ersten Containments anfallende Tritium muß aus brennstoffökonomischen Gründen zurückgewonnen werden, etwa als T_2O durch Spülen mit einem Gas durch ein CuO -Bett [Wa 73.2].

Das evtl. aus dem ersten Containment herausleckende Tritium gelangt zunächst in das Reaktorgebäude, das Einrichtungen zur Kontrolle des Tritiumgehaltes und zur Reinigung der Luft haben muß. Das Reaktorgebäude selbst wird als zweites Containment für Tritium ausgelegt. Das Tritium aus der Reinigungsanlage fällt wiederum als HTO an [Bo 72.2].

Man kann also (ohne die Containment-Maßnahmen im einzelnen festzulegen) davon ausgehen, daß die Tritium-Freisetzung mit der Abluft sehr gering sein wird, mit großer Wahrscheinlichkeit nicht mehr als die entsprechende Freisetzungsrates aus Kernspaltungskraftwerken, insbesondere aus Hochtemperaturreaktoren.

5.4.2.2 Freisetzung mit dem Abwasser

Der mit dem Tritiumbrutprozess im Lithiumbrutmantel assoziierte Tritiumkreislauf kommuniziert über den Reaktorkühlkreislauf bzw. über das Energiewandlungssystem mit der Kraftwerksumgebung.

Rund 80% der nutzbaren thermischen Reaktorleistung entsteht im Brutmantel und muß von dort in das Energiewandlungssystem überführt werden. Ein Teil des erbrüteten Tritiums gelangt also mit Sicherheit durch Permeation durch die heißen Wände der Kühlmittelführung in den Kühlkreislauf. Wie groß dieser Anteil ist, und wie der weitere Weg des Tritiums aussieht, hängt entscheidend von dem Brutmantelkonzept und von der Wahl des Kühlmittels und des Energiewandlungsprozesses ab. So sind z. B. das Tritiuminventar, die Wasserstofflöslichkeit, die Temperaturen, die Permeationsflächen und andere, die Tritiumverteilung bestimmende Faktoren in einem aus festen Stoffen aufgebauten Brutmantel mit Gaskühlung im Direktkreislauf, und in einem Brutmantel mit flüssigem Lithium im Primärkreis und mit Zwischenkreislauf und Dampfprozess, voneinander grundverschieden. Eine Analyse der zu erwartenden Freisetzungsraten ist also nur anhand eines konkreten Reaktorentwurfes möglich.

Der zurzeit vollständigste Konzeptentwurf eines Fusionsreaktors ist der sogenannte UWMAK (University of Wisconsin Tokamak Reactor Design) [Ba74.1]. In diesem Entwurf wird die im Reaktor erzeugte Wärme von 5 GW durch Umwälzen des im Blanket befindlichen flüssigen Lithiums über einen Lithium- oder wahlweise NaK-Zwischenkreislauf dem Dampferzeuger zugeführt. Das Tritiuminventar im Primärkreislauf (6.3×10^5 kg Lithium einschließlich Brutmantel) wird auf rund 12 kg abgeschätzt, dies entspricht etwa 4.5 (Mol)ppm und einem T_2 -Partialdruck von 8.4×10^{-9} torr (bei der mittleren Temperatur von 383° C). Der Wärmetauscher zum Zwischenkreislauf bietet eine Fläche von 1.86×10^4 m² bei 361° C für die Permeation von Tritium, der Partialdruck hier

berechnet sich zu 5.3×10^{-9} torr und die Permeationsrate zu 4.3×10^{-5} Ncm³/sec. Die gleiche Durchflußrate gilt für die Tritium-Permeation vom Zwischenkreislauf zum Dampferzeuger.

Unter der pessimistischen Annahme, daß das gesamte Tritium-Inventar aus dem Dampferzeuger über den Kondensator in die Kraftwerksumgebung gelangt, erhält man als obere Grenze für die Tritium-Freisetzungsrates den Wert von 4.3×10^{-5} Ncm³/sec. = 10^{-3} g/Tag = 10 Ci/Tag (als HTO bzw. T₂O).

Neue Arbeiten zum Brutmantel [Da, 74] lassen sogar ein 10 - 100 mal kleineres T-Inventar im Primärkreislauf und proportional kleinere Freisetzungsrates erwarten. Bei anderen Reaktorkonzepten (Laserfusion, Spiegelmaschine, Thetapinch) gelten etwa die gleichen Überlegungen wie für den Tokamak.

Zusammenfassend kann man also die Tritium-Freisetzungsrates aus Kernkraftwerken mit Fusionsreaktoren über den Wasserpfad konservativ mit $5 \text{ Ci}/1000 \text{ MW}_{el}/\text{d}$ annehmen. Sie liegt etwa in der Größenordnung heutiger Kernkraftwerke mit Druckwasserreaktoren.

6. DIE ZUKÜNFTIGE STRAHLENBELASTUNG IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND

Die aus den kerntechnischen Anlagen in die Atmosphäre und in die Fließgewässer eingeleiteten Radionuklide führen über den Luft- und Wasserweg zu einer Strahlenbelastung der Bevölkerung. Es ist zu beachten, daß sich die emittierten Radionuklide durch Austauschvorgänge in der Atmosphäre und im Wasser auch global verteilen und so, zeitlich verzögert, mit Radionukliden anderer Emittenten auf der Erde zu weiterer Strahlenbelastung der Bevölkerung beitragen können. Für die unmittelbar nach der Emission in der Atmosphäre und im Fließgewässer zu erwartende Strahlenbelastung wird im folgenden der Begriff Erstbelastung verwendet. Für die Strahlenbelastung durch in der Atmosphäre und Hydrosphäre global verteilte Radionuklide hat sich der Begriff globale Strahlenbelastung eingebürgert. Wegen der unterschiedlichen numerischen Vorgehensweise werden in der vorliegenden Studie die Erstbelastung über den Luftpfad und den Wasserpfad sowie die globale Strahlenbelastung getrennt betrachtet.

6.1 Die lokale und regionale Strahlenbelastung über den Luftpfad (Erstbelastung)

Die Ausbreitung radioaktiver Stoffe in der Atmosphäre erfolgt durch turbulente Diffusion. Je nach Beschaffenheit der Turbulenz unterscheidet man aufgrund der ihr zugeordneten charakteristischen Länge (Scale, z. B. Wirbeldurchmesser) zwischen Micro-Scale-, Meso-Scale- und Macro-Scale-Turbulenz. Jede dieser Turbulenzarten hat eine charakteristische Turbulenzstruktur und wird durch andere meteorologische Effekte hervorgerufen. Sie sind im Prinzip nacheinander bei unterschiedlichen Quelldistanzen an der Ausbreitung beteiligt. Es lassen sich daher den drei Turbulenzarten drei unterschiedliche Ausbreitungsbereiche zuordnen, in denen sie jeweils überwiegend wirksam sind. Dies führt zur Unterteilung in einen lokalen, einen regionalen und einen globalen Ausbreitungsbereich [Wi 74.3].

6.1.1 Methoden zur Berechnung der Strahlenbelastung über den Luftpfad

Die Strahlenbelastung des Menschen durch die in der Luft befindlichen Radionuklide kann sowohl durch äußere als auch durch innere Bestrahlung hervorgerufen werden. Während die äußere Strahlenbelastung (Submersion) durch β - oder γ -Strahler direkt aus der Abluftfahne und durch γ -Strahler vom kontaminierten Boden her hervorgerufen wird, erfolgt die innere Strahlenbelastung durch Inhalation oder durch Ingestion, siehe Abb. 2.2. Unter Inhalation wird die Strahlenexposition verstanden, die nach Einatmen radioaktiver Gase oder Aerosole und anschließendem Transfer in den einzelnen Organen entsteht. Die Ingestion umfaßt alle Strahlenbelastungen, bei denen die Gefährdung durch Nahrungsmittelaufnahme (einschließlich Trinkwasser) entsteht. Die Ingestionsbelastung ist abhängig von der am Erdboden durch Fallout und Washout abgelagerten Menge radioaktiver Nuklide, wirkt sich aber erst über die Nahrungskette und die Ernährungsgewohnheiten der zu betrachtenden Personengruppen aus.

Die über die zuvor beschriebenen Belastungspfade zu erwartenden radioaktiven Jahresdosen beim Routinebetrieb kerntechnischer Anlagen mit quasikontinuierlichen Emissionen können, ohne näher auf die Theorie einzugehen, wie folgt berechnet werden [Vo 70, Bb 72]:

β - Submersion

$$D_{\beta\text{-Sub}}(x) = g_{\beta\text{-Sub}} \bar{X}_i(x) \cdot E \quad (6.1)$$

γ - Submersion

$$D_{\gamma\text{-Sub}}(x) = I_{\gamma\text{-Sub}} \bar{X}_i^*(x) E \quad (6.2)$$

Inhalation

$$D_{\text{Inh}}(x) = g_{\text{Inh}} \bar{X}_i(x) E \quad (6.3)$$

Ingestion

$$D_{\text{Ing}}(x) = K_{\text{Ing}} \cdot \{\bar{F}_i(x) + \bar{W}_i(x)\} \cdot E \quad (6.4)$$

γ -Strahlung von kontaminiertem Boden her

$$D_{\text{YA}}(x) = K_{\text{YA}} \cdot \{\bar{F}_i(x) + \bar{W}_i(x)\} \cdot E \quad (6.5)$$

In diesen Gleichungen ist $\bar{\chi}_i(x)$ der Langzeitausbreitungsfaktor

$$\bar{\chi}_i(x) = \sum_{jk} p_{ijk} \cdot \frac{N}{\sqrt{2\pi^3} \cdot \bar{u}_{jk} \cdot x \cdot \sigma_{zj}(x)} \cdot e^{-\frac{H^2}{2\sigma_{zj}^2(x)}} \quad (6.6)$$

x = Quelldistanz

p_{ijk} = ortsspezifische, dreidimensionale Häufigkeitsverteilung für die Ausbreitungsrichtung i , Diffusionskategorie j und Windgeschwindigkeit der Stufe k .

N = Anzahl der Sektoren der Windrose

$$\bar{u}_{jk} = \frac{1}{2H} \int_0^{2H} u_{ok} \left(\frac{z}{z_0}\right)^{m_j} dz$$

mittlere Ausbreitungsgeschwindigkeit in m/sec.

$$\sigma_{zj}(x) = G_j \left(\frac{x}{x_0}\right)^g ; x_0 = 1\text{m}$$

vertikaler Ausbreitungsparameter

H = effektive Emissionshöhe

$\bar{X}_i^*(x)$ der Langzeitausbreitungsfaktor für γ -Submersion,

$$\bar{X}_i^*(x) = \sum_{jk} p_{ijk} \frac{N}{2\pi\xi} \iiint_{-\infty}^{\infty} \frac{B(\mu r)}{2\pi r^2 \bar{u}_{jk} \sigma_{yj} \sigma_{zj}} e^{-\left\{ \mu r + \frac{y^2}{2\sigma_{yj}^2} + \frac{(z-H)^2}{2\sigma_{zj}^2} \right\}} dx dy dz d\eta \quad (6.7)$$

$$\sigma_{yj}(x) = F_j \left(\frac{x}{x_0} \right)^{f_j}, \quad x_0 = 1m$$

horizontaler Ausbreitungsparameter

$$r = \sqrt{(x-\xi)^2 + (y-\eta)^2 + (z-\zeta)^2}$$

Abstand zwischen dem Expositionsort $P(\xi, \eta, \zeta)$ und dem betrachteten Volumenelement $dV(x, y, z)$ in der Abluftwolke

μ = Abschwächungskoeffizient für Röntgen- und γ -Strahlen

$B(\mu r)$ = Dosisaufbaufaktor für die Berechnung der Submersiondosis durch γ -Strahlung

$\bar{F}_i(x)$ der Langzeitsedimentationsfaktor für Fallout (Falloutfaktor) in m^{-2} ,

$$\bar{F}_i(x) = v_g \bar{X}_i(x) \quad (6.8)$$

v_g = Falloutgeschwindigkeit

$\bar{W}_i(x)$ der Langzeitsedimentationsfaktor für Washout (Washoutfaktor) in m^{-2} ,

$$\bar{W}_i(x) = \sum_{jkl} q_{ijkl} \frac{N \Delta t}{2\pi \bar{u}_{jk} x} \quad (6.9)$$

- Q_{ijkl} = ortsspezifische vierdimensionale Häufigkeitsverteilung für die Niederschlagsintensität l .
- Λ_l = Niederschlagskonstante bei der Niederschlagsintensität l in sec^{-1}

und E die jährliche Emissionsrate (kontinuierlich freigesetzte Jahresemissionsmenge) in Ci/a .

$$E = E_0 \cdot f_R \cdot f_W \cdot f_F \quad (6.10)$$

$$f_R = e^{-\frac{x \cdot \ln 2}{1/2 R \cdot \bar{u}}} \quad \text{radioaktiver Abreicherungs faktor}$$

$$f_W = e^{-\Lambda_l \cdot \frac{x}{\bar{u}}} \quad \text{Washoutabreicherungs faktor}$$

$$f_F = e^{-v_g \sqrt{\frac{2}{\pi}} \int_0^x \frac{e^{-\frac{H^2}{2\sigma_{zj}^2}}}{\bar{u} \cdot \sigma_{zj}} dx} \quad \text{Falloutabreicherungs faktor}$$

- g, I, K = Dosiskonstanten für Submersion, Inhalation und Ingestion (s. Kap. 6.1.3)

Für die Berechnung der γ -Submersiondosis an einem beliebigen Aufpunkt in der näheren Umgebung einer Anlage muß im Prinzip jedesmal über die gesamte Abluftfahne integriert werden. Es läßt sich jedoch zeigen [Bo 74.1], daß Gl. (6.7) für größere Entfernungen von der Quelle, etwa ab der Quelldistanz des bodennahen Konzentrationsmaximums, die gleiche Quelldistanzabhängigkeit zeigt wie Gl. (6.6). Dies ist bei einer generell angenommenen effektiven Emissionshöhe von $H = 100$ m etwa ab einer Quelldistanz $x \geq 500$ m der Fall. Um Rechenzeit einzusparen, kann daher für die Berechnungen im regionalen Bereich bei einer geeignet definierten Dosiskonstanten (g) von folgender Gleichung ausgegangen werden:

$$D_{\gamma\text{-Sub}}(x) = g_{\gamma\text{-Sub}} \cdot \bar{X}_i(x) \cdot E \quad ; \quad x > 500 \text{ m} \quad (6.11)$$

Wie Voruntersuchungen für den Standort Jülich gezeigt haben, verläuft auch der Washoutfaktor (Gl. (6.9) wegen der Begrenzung der vertikalen Ausbreitung durch eine oberste Vermi-

schungshöhe [KI 69], ab einer Quelldistanz von etwa 2000 m dem Langzeitausbreitungsfaktor (Gl. 6.6) proportional. Im Prinzip läßt sich dieses Ergebnis auf die übrigen Standorte in der Bundesrepublik Deutschland übertragen. Demnach kann für größere Quelldistanzen davon ausgegangen werden, daß die Berechnung des Washoutfaktors analog wie die des Falloutfaktors direkt durch Multiplikation einer Konstanten mit dem Langzeitausbreitungsfaktor möglich ist. Diese Konstante wird im folgenden mit Washoutgeschwindigkeit (v_{wi}) bezeichnet. Sie ist wegen unterschiedlicher Niederschlagsmengen in den verschiedenen Windrichtungssektoren noch abhängig von der Ausbreitungsrichtung (vergl. Abb. 6.1). Bei Kenntnis der Washoutgeschwindigkeit für den in Frage kommenden Standort, läßt sich der Washoutfaktor wie folgt angeben:

$$\bar{W}_i(x) = v_{wi} \bar{X}_i(x) ; x \geq 2000 \text{ m} \quad (6.12)$$

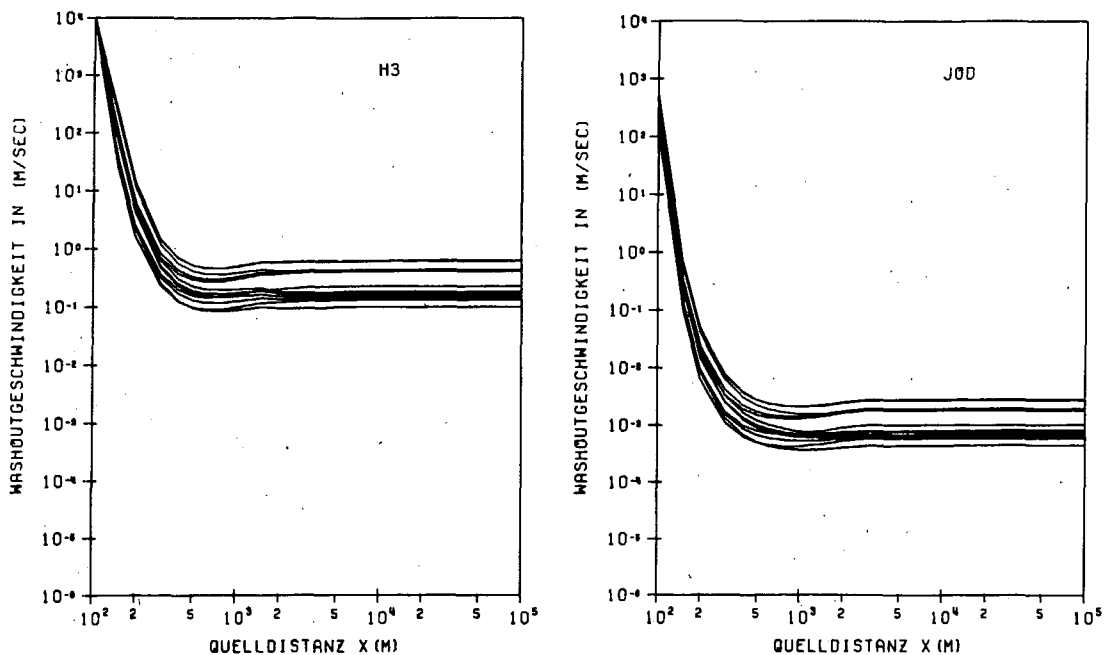


Abb. 6.1: Darstellung der Washoutgeschwindigkeit (v_{wi}) für Tritium und Jod in den 12 Sektoren der Windrose, berechnet mit den Daten der Zentralabteilung Strahlenschutz der Kernforschungsanlage Jülich. Die effektive Emissionshöhe beträgt 100 m.

Der Vorteil von Gl. (6.12) gegenüber Gl. (6.9) besteht vor allem in der Reduktion des numerischen Aufwandes, insbesondere des benötigten Speicherplatzes. Da im Rechenprogramm zur Berechnung der regionalen Strahlenbelastung von einer Gitterweite von 2 km ausgegangen wird (vergl. Kap. 6.1.4), kann Gl. (6.12) dort mit der gleichen Genauigkeit wie Gl. (6.9) angewendet werden. Zur Berechnung der lokalen Strahlenbelastung ist Gl. (6.12) nicht geeignet.

Für eine konservative Berechnung des Washout wird jeweils die größte Washoutgeschwindigkeit (\hat{v}_w), die in den 12 Sektoren der Windrose auftritt, zugrunde gelegt.

Somit läßt sich Gl. (6.4) für Rechnungen im regionalen Bereich wie folgt angeben:

$$D_{\text{lng}}(x) = g_{\text{lng}} \cdot \bar{X}_i \cdot E \quad (6.13)$$

mit $g_{\text{lng}} = K_{\text{lng}} \cdot (v_g + \hat{v}_w)$

Weiter wird in der vorliegenden Studie im Sinne einer konservativen Abschätzung des Aktivitätsinventars einer Abluftfahne davon ausgegangen, daß deren Abreicherung durch radioaktiven Zerfall, Fallout und Washout innerhalb der Ausdehnung der Bundesrepublik Deutschland vernachlässigbar ist, so daß die Anfangsemission (E_0) als konstant angenommen werden kann. Dies führt bei einer Quelldistanz von etwa 100 km für J 131 allerdings schon zu einer Überschätzung des Aktivitätsinventars der Abluftwolke um den Faktor zwei.

Die direkte Strahlengefährdung durch γ -Strahlung vom kontaminierten Boden her nach Gl. (6.5) wird für die hier in Frage kommenden Nuklide ebenfalls als vernachlässigbar angesehen.

Den zuvor genannten Vereinfachungen und Annahmen zufolge, läßt sich die Strahlenbelastung des jeweils betroffenen Organs (q) durch die mit der Abluft aus kerntechnischen Anlagen im Routinebetrieb freigesetzten Nuklide (r) für den lokalen bzw. regionalen Entfernungsbereich wie in Tab. 6.1 zusammenfassend dargestellt, berechnen.

Belastungs- pfad	lokal	regional
β -Submersion		$D_{\beta\text{-Sub},q}(x) = \sum_f g_{\beta\text{-Sub},r} \bar{X}_f(x) \cdot E$
γ -Submersion	$D_{\gamma\text{-Sub},q}(x) = \sum_f I_{\gamma\text{-Sub},r} \bar{X}_f(x) \cdot E$	$D_{\gamma\text{-Sub},q}(x) = \sum_f g_{\gamma\text{-Sub},r} \bar{X}_f(x) \cdot E$
Inhalation		$D_{\text{Inh},q}(x) = \sum_f g_{\text{Inh},q,r} \bar{X}_f(x) \cdot E$
Ingestion	$D_{\text{Ing},q}(x) = \sum_f K_{\text{Ing},q,r} [\bar{F}_f(x) + \bar{W}_f(x)] \cdot E$	$D_{\text{Ing},q}(x) = \sum_f g_{\text{Ing},q,r} \bar{X}_f(x) \cdot E$

Tab. 6.1: Formeln zur Berechnung der Strahlenbelastung (Erstbelastung) über dem Luftpfad im lokalen und regionalen Entfernungsbereich

6.1.2 Ausbreitungsmeteorologische Grundlagen

Wie den Gleichungen in Tab. 6.1 zu entnehmen ist, läßt sich die potentielle Strahlenbelastung der Bevölkerung über die wichtigsten Belastungspfade in der Umgebung kerntechnischer Anlagen unter Berücksichtigung der angegebenen Einschränkungen bezüglich der Quelldistanzen mit Hilfe des quelldistanzabhängigen Langzeitausbreitungsfaktors nach Gl. (6.6) berechnen. Den von Standort zu Standort variierenden Ausbreitungsbedingungen wird in Gl. (6.6) durch Berücksichtigung einer dreidimensionalen Häufigkeitsverteilung von Windrichtung (i), Diffusionskategorie (j) und Windgeschwindigkeitsstufe (k) Rechnung getragen. Diese Statistiken sind jedoch prinzipiell nicht für jeden der in Frage kommenden, möglichen Standorte vorhanden, da sich zum einen die zukünftigen Standorte von Kernkraftwerken und Wiederaufarbeitungsanlagen heute nicht mit der notwendigen Genauigkeit angeben lassen - die Ungenauigkeit der Standorte muß zwangsläufig zunehmen, je weiter die Prognose in die Zukunft reicht - und die Erstellung einer derartigen Statistik zum anderen mehrjähriger Messungen am jeweiligen Standort bedarf. Um dennoch Aussagen über die standortspezifischen Ausbreitungseigenschaften der Atmosphäre machen zu können, werden im folgenden mit Hilfe des bisher ausgewerteten ausbreitungsklimatologischen Datenmaterials des Deutschen Wetterdienstes - dreidimensionale Häufigkeitsverteilungen für 25 Stationen [Ma 71.2, Ma73.1] und Windrichtungshäufigkeitsverteilungen für 146 Stationen in der Bundesrepublik Deutschland [KI] - zusammenhängende Gebiete, sogenannte Standortklassen definiert, für die einheitliche meteorologische Ausbreitungsbedingungen angenommen werden dürfen und in deren Bereich demzufolge jeweils mit standortklassenspezifischen, für die verschiedenen Ausbreitungsbedingungen festgelegten Ausbreitungsfunktionen gerechnet werden kann.

MANIER verwendet für die von ihm berechneten dreidimensionalen Häufigkeitsverteilungen, die von KLUG [KI 69] in Anlehnung an

PASQUILL [Pa 62] definierten Diffusionskategorien, die die Bodenrauigkeit nicht berücksichtigen. Es wird daher davon ausgegangen, daß der Fehler, der bei Anwendung der MANIER'schen Häufigkeitsverteilungen durch Vernachlässigung der Bodenrauigkeit entsteht, sich durch Verwendung der Ausbreitungsparameter (σ_y , σ_z) nach FORTAK - dies sind modifizierte Parameter nach McELROY für extreme Bodenrauigkeit - [EI 59, Bk 74] teilweise kompensieren läßt, (vergl. auch Kap. 6.1.1.4). Obwohl die St. Louis-Parameter nach McELROY über extrem rauhem Gelände ermittelt wurden [EI 59], lassen sie sich auf typische Standorte von kerntechnischen Anlagen in der Bundesrepublik Deutschland anwenden. Ihre Übertragbarkeit auf Standorte größerer Bodenrauigkeit in der Bundesrepublik Deutschland wird u. a. durch die Ergebnisse der zurzeit noch laufenden Ausbreitungsexperimente der Zentralabteilung Strahlenschutz der Kernforschungsanlage Jülich über Gelände mit aufgelockertem Waldbestand bestätigt [Vo 74.1].

6.1.2.1 Kriterien zur Einteilung der Bundesrepublik Deutschland in meteorologische Standortklassen

Wie an anderer Stelle näher ausgeführt [Bk 74], werden die Langzeitausbreitungsfaktoren für verschiedene Standorte innerhalb der Bundesrepublik Deutschland wesentlich von der regionalen Wetterlage (Windgeschwindigkeit und Diffusionskategorie) einerseits und der lokalen, stark von der Orographie beeinflussten Windrichtung andererseits, bestimmt (Abb. 6.2). Hieraus lassen sich zwei Kriterien zur Beurteilung der atmosphärischen Ausbreitungseigenschaften herleiten.

- a) Erfassung der Gesamtwirkung aller Wetterlagen auf die Umweltbelastung durch Summation der Langzeitausbreitungsfaktoren über alle Windrichtungen, Diffusionskategorien und Windgeschwindigkeitsstufen unter Berücksichtigung dreidimensionaler Häufigkeitsverteilungen für 25 meteorologische Stationen in der Bundesrepublik Deutschland, mit dem Ziel

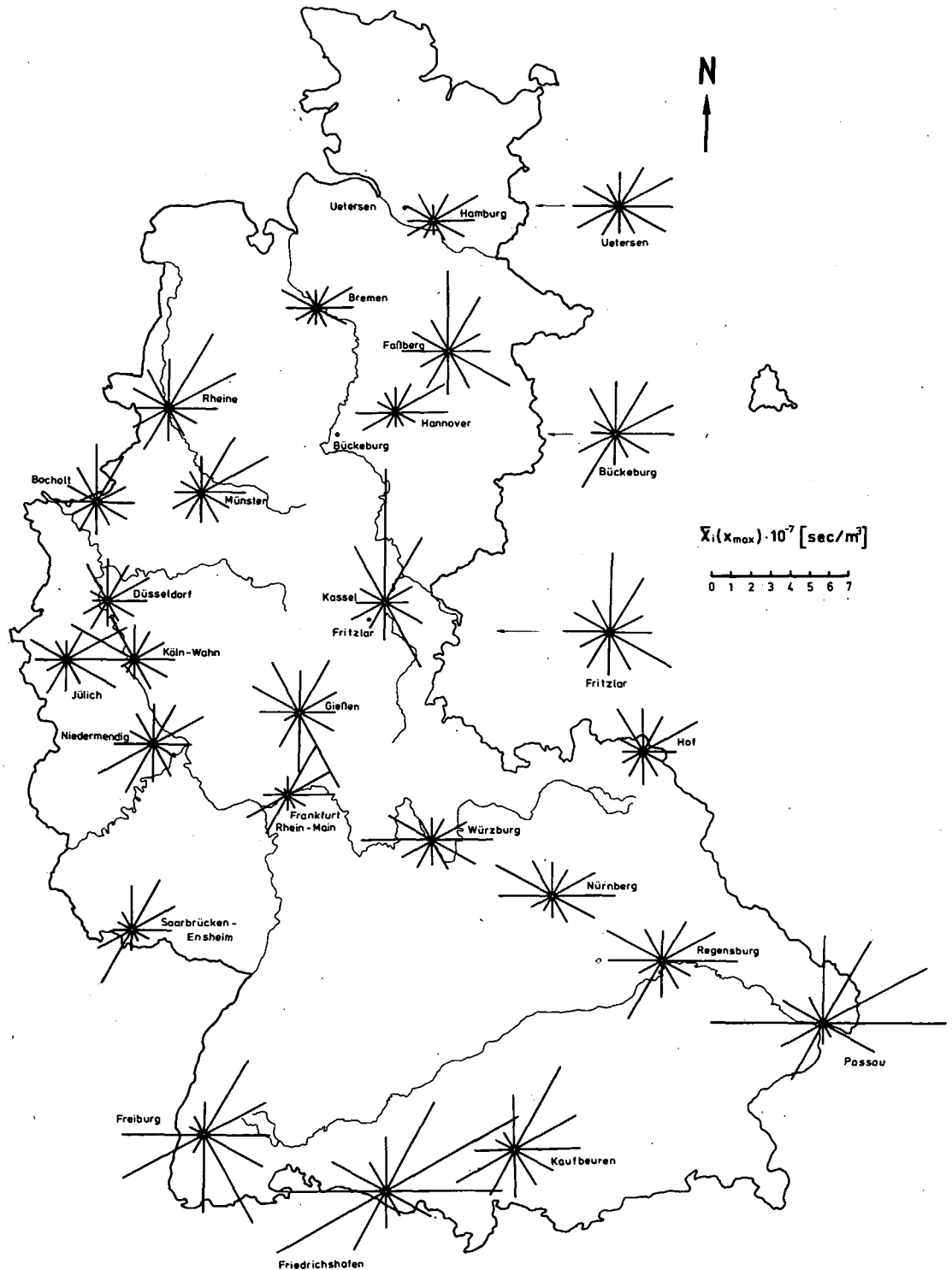


Abb. 6.2: Windrichtungsverteilung des maximalen Langzeitausbreitungsfaktors, berechnet mit dreidimensionalen ausbreitungsmeteorologischen Statistiken von 25 Stationen des Deutschen Wetterdienstes [Ma 74].

Bereiche mit ähnlichen Ausbreitungsverhältnissen zu größeren Regionen, sogenannten Basisstandortklassen zusammenzufassen.

- b) Erfassung der regionalen, orographischen Effekte durch Berücksichtigung des Auswahlparameters Windrichtung, um zu einer weiteren Unterteilung der Basisstandortklassen in Bereichsstandortklassen zu gelangen.

6.1.2.2 Basisstandortklassen

Wie die Auswertungen zeigen unterscheiden sich die unter Berücksichtigung der standortcharakteristischen Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsbedingungen (Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Diffusionskategorie), über alle Ausbreitungsbedingungen summierten Langzeitausbreitungsfaktoren (integrierte Langzeitausbreitungsfaktoren) für 25 verschiedene Orte in der Bundesrepublik Deutschland maximal um den Faktor 2,8, im Mittel um den Faktor 2. Die Ausbreitungseigenschaften der bodennahen Luftschichten ändern sich demnach nur geringfügig, wenn man die Windrichtungsverteilung zunächst außer Betracht läßt. Es besteht jedoch ein signifikanter Unterschied zwischen dem Langzeitausbreitungsfaktor für Nord- und Süddeutschland, der es empfehlenswert erscheinen läßt, zwei Basisstandortklassen NORD und SÜD einzuführen und jeder dieser Klassen einen mittleren, repräsentativen, integrierten Langzeitausbreitungsfaktor zuzuordnen (Abb. 6.3) [BK 74]. Sie lassen sich wie folgt analytisch angeben:

$$\bar{\chi}_{\mu}(x) = \sum_{\kappa=1}^6 \frac{\xi_{\kappa\mu}}{x \cdot \sigma_{z\kappa\mu}(x)} \cdot e^{-\frac{H^2}{2\sigma_{z\kappa\mu}^2(x)}} \quad (6.14)$$

mit

$$\mu = \begin{cases} \text{N} & \text{für die Basisstandortklasse NORD} \\ \text{S} & \text{für die Basisstandortklasse SÜD} \end{cases}$$

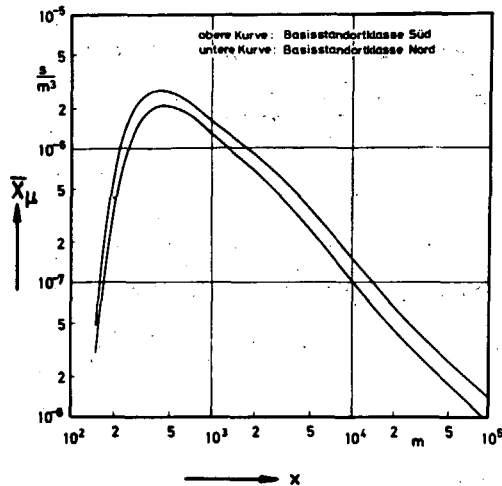


Abb. 6.3: Integrierte Langzeitausbreitungsfaktoren \bar{x}_μ als Funktion der Quelldistanz x für die hier definierten Basisstandortklassen NORD und SÜD

Die Standardabweichung der für Einzelstandorte berechneten Langzeitausbreitungsfaktoren bleibt dann kleiner als 20%. Obwohl die Häufigkeitsverteilung der Diffusionskategorien und der Windgeschwindigkeiten nicht unabhängig ist von der Verteilung der Windrichtung, läßt sich das Ausbreitungsverhalten durch Multiplikation des integrierten Langzeitausbreitungsfaktors der in Frage kommenden Basisstandortklasse mit den entkoppelten, lokalen Windrichtungshäufigkeitsverteilungen ausreichend genau beschreiben. Der auftretende Fehler liegt dann je nach Standort zwischen 10 und 30% [Bk 74].

6.1.2.3 Bereichsstandortklassen

Für den Fall, daß auch die Windrichtungshäufigkeitsverteilungen für den zu betrachtenden Anlagenstandort nicht bekannt sind, wie es in der vorliegenden Studie der Fall ist, wurden die Basisstandortklassen NORD und SÜD nach Auswertung der Windrichtungshäufigkeitsverteilungen von 146 Stationen des Deutschen Wetterdienstes (Abb. 6.4) in je 4 Bereichsstandortklassen unterteilt. Einschließlich Westberlin ergaben sich für die Bundesrepublik Deutschland damit 9 Bereichsstandortklassen, die durch die integrierten Langzeitausbreitungsfak-

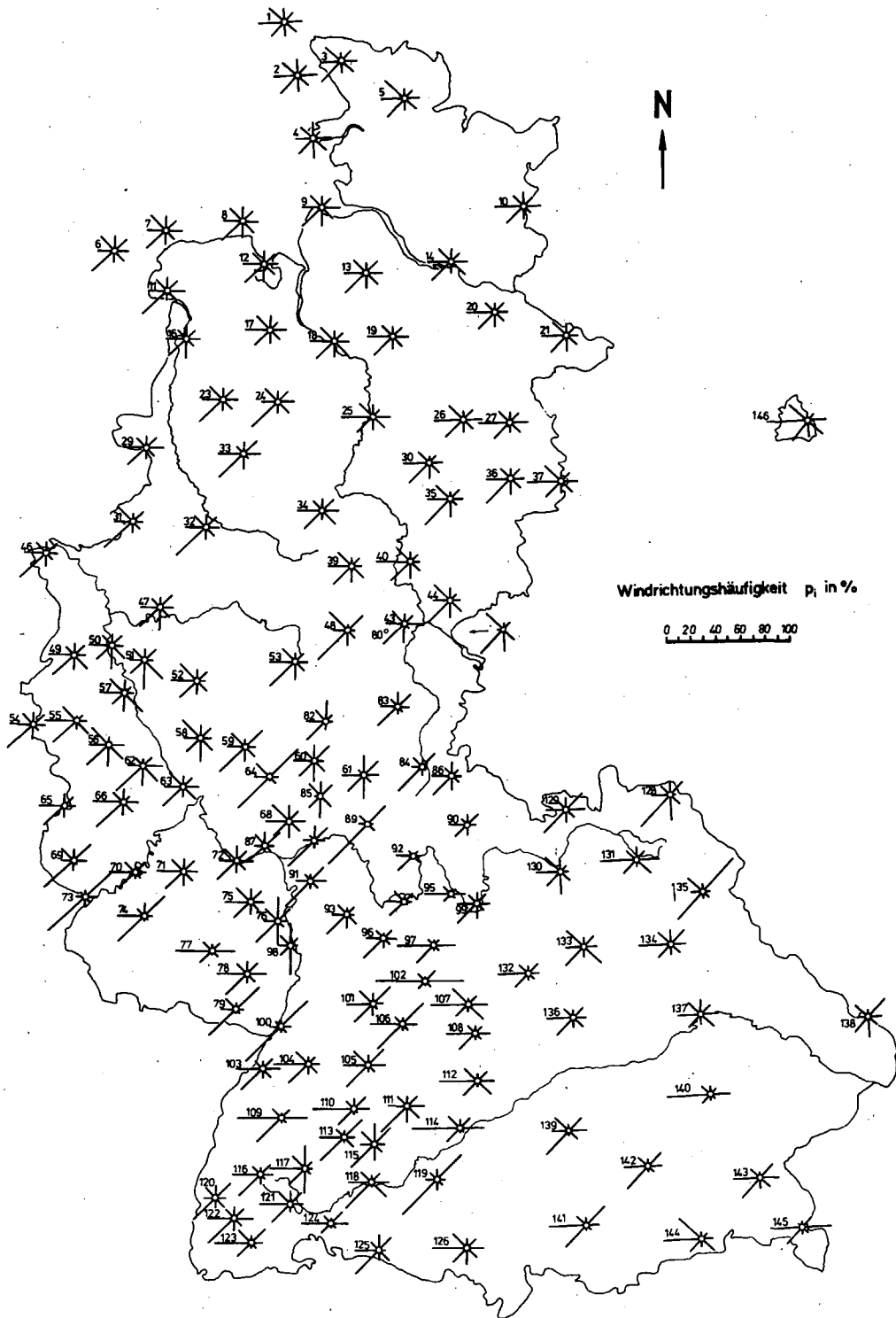


Abb. 6.4: Jahresmittelwerte der Windrichtungshäufigkeitsverteilungen für 146 Stationen des Deutschen Wetterdienstes [Kl].

toren der Basisstandortklassen NORD und SÜD und ihre charakteristischen Häufigkeiten⁺ der Ausbreitungsrichtung (p_{iv}) gekennzeichnet sind (Tab. 6.2). Die Bereichsstandortklassen 1 bis 5 gehören der Basisstandortklasse NORD, die Bereichsstandortklassen 6 bis 9 der Basisstandortklasse SÜD an (Abb. 6.5). Für prognostizierte Standorte kerntechnischer Anlagen, für die keine meteorologischen Informationen existieren, läßt sich die Strahlenexposition der Bevölkerung nach Einordnung in die zugehörige Bereichsstandortklasse mit dem für diese geltenden Langzeitausbreitungsfaktor im lokalen Bereich berechnen.

6.1.2.4 Der Langzeitausbreitungsfaktor für den lokalen und regionalen Ausbreitungsbereich

Durch Inversionswetterlagen und die vertikale Begrenzung der thermischen Konvektionen ist die Ausbreitung in ihrer Höhe eingeschränkt. Gewöhnlich wird angenommen [Ya 66 ; Vo 74.2], daß die Vertikalausbreitung bis zu einer Quelldistanz (x_L), wo die Schadstoffkonzentration in Höhe der vertikalen Ausbreitungsgrenze (L) 10% der Konzentration auf der Ausbreitungsachse erreicht hat (d. h. $2,15 \sigma_z(x_L) = L - H$), durch eine ungestörte Gauß'sche Verteilungsfunktion beschrieben werden kann. Für Quelldistanzen $x > x_L$ wird von KLUG [KI 69] vorgeschlagen, die Ausbreitungsparameter $\sigma_z(x)$, je nach Diffusionskategorien unterschiedlich, konstant zu halten, d. h.

$$\sigma_{zj,Max} = \frac{L_j - H}{2,15} \quad \text{für} \quad x \geq x_0 \cdot \sqrt{\frac{g_j(L_j - H)}{2,15 G_j}}$$

+ Im Gegensatz zu der in der Meteorologie üblichen Definition der Windrichtungshäufigkeiten, bezeichnet p_{iv} hier wegen der mathematischen Geschlossenheit der Gleichungen nicht die Wahrscheinlichkeit mit der der Wind aus dem Sektor (i) kommt, sondern die Wahrscheinlichkeit mit der der Wind in Richtung des Sektors (i) weht. Diese Richtung wird hier mit Ausbreitungsrichtung bezeichnet.

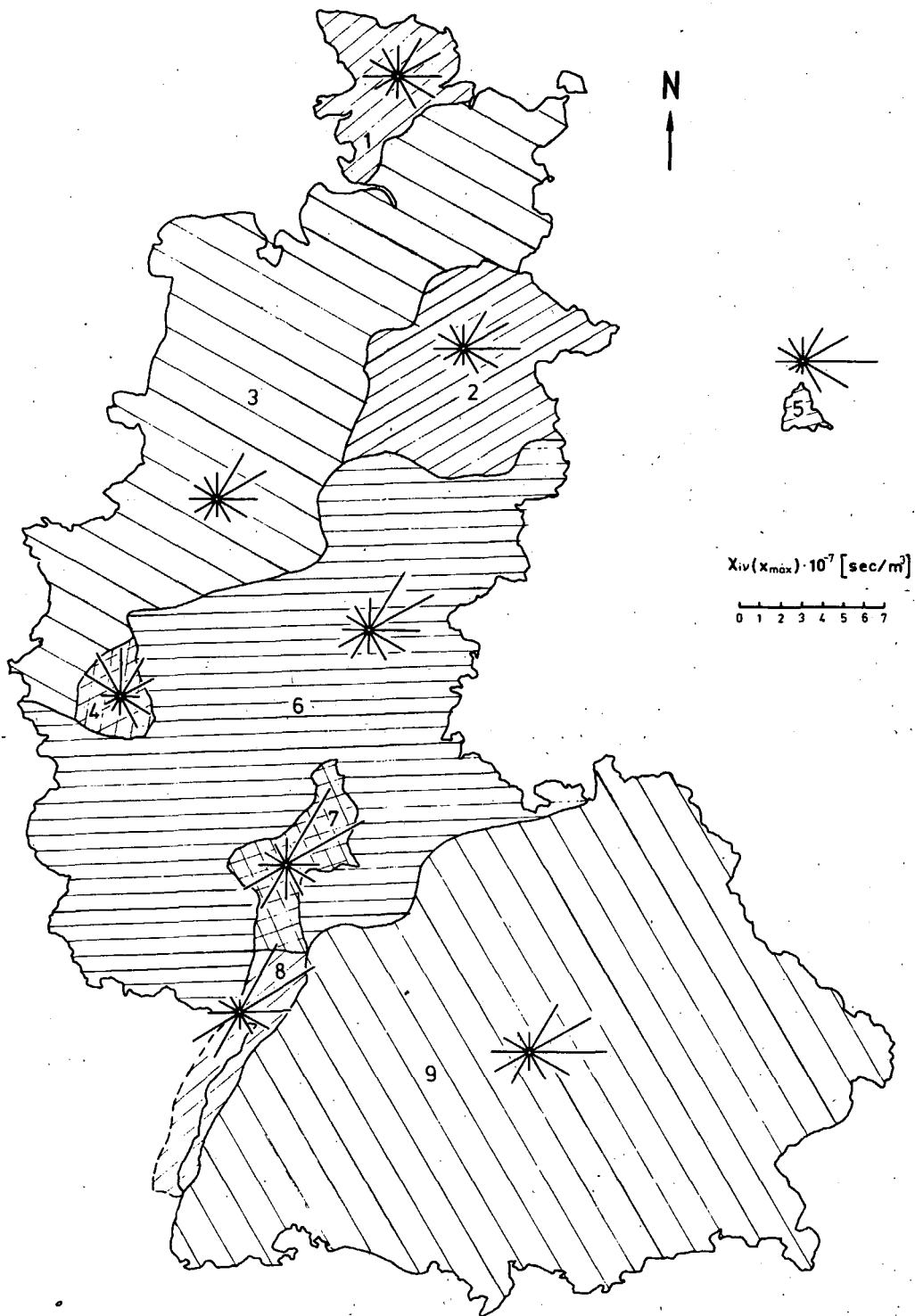


Abb. 6.5: Aufteilung des Gebietes der Bundesrepublik Deutschland in meteorologische Standortklassen unter Verwendung einer ausbreitungsklimatologischen Statistik für 25 Stationen und Windrichtungshäufigkeitsverteilungen von 146 Stationen des Deutschen Wetterdienstes [Bk 74]. Gleichzeitig sind die Maxima der Langzeitausbreitungsfaktoren für 12 Sektoren der Windrose in die betreffenden Bereichsstandortklassen eingetragen.

Dabei sind g_j und G_j die empirisch aus Ausbreitungsexperimenten ermittelten Konstanten zur Berechnung der Ausbreitungsparameter (σ). L_j sind die von KLUG angegebenen größten Vermischungshöhen. Sie sind mit den in Tab. 6.2 angegebenen Werten für L_χ identisch.

Von Quelldistanzen $x > 2x_L$ ab - diese liegen für die hier relevanten Fälle zwischen 20 und 50 km - kann für effektive Emissionshöhen $H = 100$ m von einer konstanten Vertikalverteilung der Schadstoffkonzentration ausgegangen werden [Fl 73, Vo 74.2].

Demnach läßt sich die lokale und regionale Ausbreitung radioaktiver Stoffe in der Atmosphäre innerhalb der in Frage kommenden Bereichsstandortklassen (v) durch folgenden Langzeitausbreitungsfaktor beschreiben:

$$X_{iv}(x) = \begin{cases} \frac{P_{iv}}{100} \sum_{\kappa=1}^6 \frac{\xi_v}{x \cdot \sigma_{z\kappa v}(x)} \cdot e^{-\frac{H^2}{2\sigma_{z\kappa v}^2(x)}} & ; \quad 0 \leq x \leq 50 \text{ Km} \\ & H = 100 \text{ m} \\ \frac{P_{iv}}{100} \sum_{\kappa=1}^6 \frac{P_{\kappa v}}{100} \cdot \frac{N}{2\pi x \bar{u}_v L_\kappa} & ; \quad 50 \text{ Km} \leq x \leq \infty \end{cases} \quad (6.15)$$

Dabei sind

$N = 12$; Anzahl der Windrichtungssektoren

$v = 1$ bis 9 ; Index der Standortklassen

$\kappa = 1$ bis 6 ; Index der effektiven Diffusionskategorien in der Bundesrepublik Deutschland

$i = 1$ bis N ; Index der Windrichtungssektoren

L_{χ} ; Vermischungshöhen nach KLUG

$p_{iv}, p_{\chi v}$; Häufigkeiten in %

$$\sigma_{z\chi v}(x) = a_{\chi v} \left(\frac{x}{x_0} \right)^{b_{\chi v}} ; \quad x_0 = 1\text{m}$$

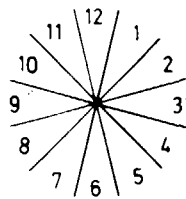
Die in obiger Gleichung verwendeten Parameter sind aus der Tab. 6.2 zu entnehmen. Sie lassen sich als effektive Ausbreitungsparameter für die Bundesrepublik Deutschland interpretieren [Bk 74].

In den Abbildungen 6.6 bis 6.10 sind die nach Gl. (6.15) errechneten Langzeitausbreitungsfunktionen für die neun Bereichsstandortklassen als Isoplethen dargestellt.

6.1.2.5 Fehlerabschätzung bei Verwendung der Langzeitausbreitungsfaktoren für die einzelnen Bereichsstandortklassen

Wie bereits angedeutet, sind Berechnungen der Strahlenbelastung, basierend auf dem Langzeitausbreitungsfaktor nach Gl. (6.15) lediglich im Rahmen gewisser Fehlergrenzen möglich. Systematische Fehler ergeben sich zum einen durch die Anwendung des TAYLOR'schen Ausbreitungsmodells [Ta15u.20] auf die tatsächlichen Ausbreitungsverhältnisse am Standort von kerntechnischen Anlagen; diese können hier jedoch nicht Gegenstand der Fehlerbetrachtungen sein. Zum anderen sind die Herleitungen der Bereichs- und Basisstandortklassen auch dadurch fehlerbehaftet, daß mit Ausnahme des Standortes Jülich bisher kein konsistentes System zur Quantifizierung der örtlichen Turbulenzverhältnisse zur Verfügung steht. Die verwendeten Ausbreitungsparameter nach McELROY (St. Louis-Typen) [E1 59] gelten für extrem raue Bodenverhältnisse und sind für 4 Diffusionskategorien definiert. Die MANIER'schen Häufigkeitsverteilungen dagegen gelten für 6 Diffusionskategorien und berück-

v \ i	Häufigkeiten der Ausbreitungsrichtung $\frac{Div}{\%}$ in den Sektoren												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Windstillen
1	10,1	11,8	10,33	10,08	8,83	5,33	5,38	6,12	8,27	7,56	7,30	7,25	1,96
2	10,20	12,11	13,44	9,22	6,84	3,93	4,63	5,35	6,82	6,68	6,42	5,79	8,57
3	12,42	13,25	9,59	8,15	6,10	4,10	5,65	6,03	6,49	6,21	6,16	6,28	9,57
4	10,67	8,94	4,44	8,44	8,42	4,33	3,83	3,83	4,33	9,83	11,58	11,33	10,03
5	9,10	12,09	17,52	12,17	8,46	2,90	2,89	3,77	6,27	6,64	6,50	5,72	5,97
6	12,47	13,29	9,24	7,75	6,53	4,34	6,04	6,19	4,96	4,80	5,05	5,96	13,38
7	6,16	16,52	6,27	6,17	6,17	6,29	9,27	8,97	5,07	4,52	4,46	4,83	5,30
8	14,46	16,27	9,58	6,15	4,50	3,00	9,31	10,02	5,83	4,21	3,33	2,33	11,01
9	10,30	12,91	14,16	8,51	5,78	3,27	6,27	7,17	6,86	5,14	4,35	3,70	11,58



EAP \ x \ v	Basisstandortklasse NORD					Basisstandortklasse SÜD				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
ξ_v	1	0,078 $\frac{sec}{m}$					0,109 $\frac{sec}{m}$			
	2									
	3									
	4									
	5									
	6									
a_{xv}	1	0,615					0,451			
	2	3,748					3,980			
	3	0,194					0,197			
	4	0,164					0,334			
	5	0,045					0,059			
	6	0,088					0,063			
b_{xv}	1	0,426					0,453			
	2	0,350					0,333			
	3	0,755					0,744			
	4	0,866					0,757			
	5	1,192					1,147			
	6	1,149					1,218			
u_v	1	5 $\frac{m}{sec}$					3,5 $\frac{m}{sec}$			
	2									
	3									
	4									
	5									
	6									
p_{xv} in %	1	11,52	8,62	11,52	11,28	9,86	14,32	15,66	15,66	14,39
	2	12,17	11,18	12,17	15,08	13,18	16,05	16,02	16,02	17,21
	3	48,81	54,85	48,81	47,01	49,36	32,08	38,01	38,01	31,52
	4	19,65	18,9	19,65	18,47	18,24	20,92	18,93	18,93	20,43
	5	7,03	5,83	7,03	7,03	8,38	10,73	10,32	10,32	12,66
	6	0,95	0,64	0,95	1,15	0,98	1,32	1,08	1,08	1,95
L_x	1	200 m					200 m			
	2	200 "					200 "			
	3	500 "					500 "			
	4	1000 "					1000 "			
	5	1500 "					1500 "			
	6	1500 "					1500 "			

EAP eff Ausbreitungsparameter

Tab. 6.2: Effektive Ausbreitungsparameter für die Bereichsstandortklassen 1 bis 9 in der Bundesrepublik Deutschland, berechnet mit Hilfe ausbreitungsklimatologischer Statistiken des Deutschen Wetterdienstes [Ma 74].

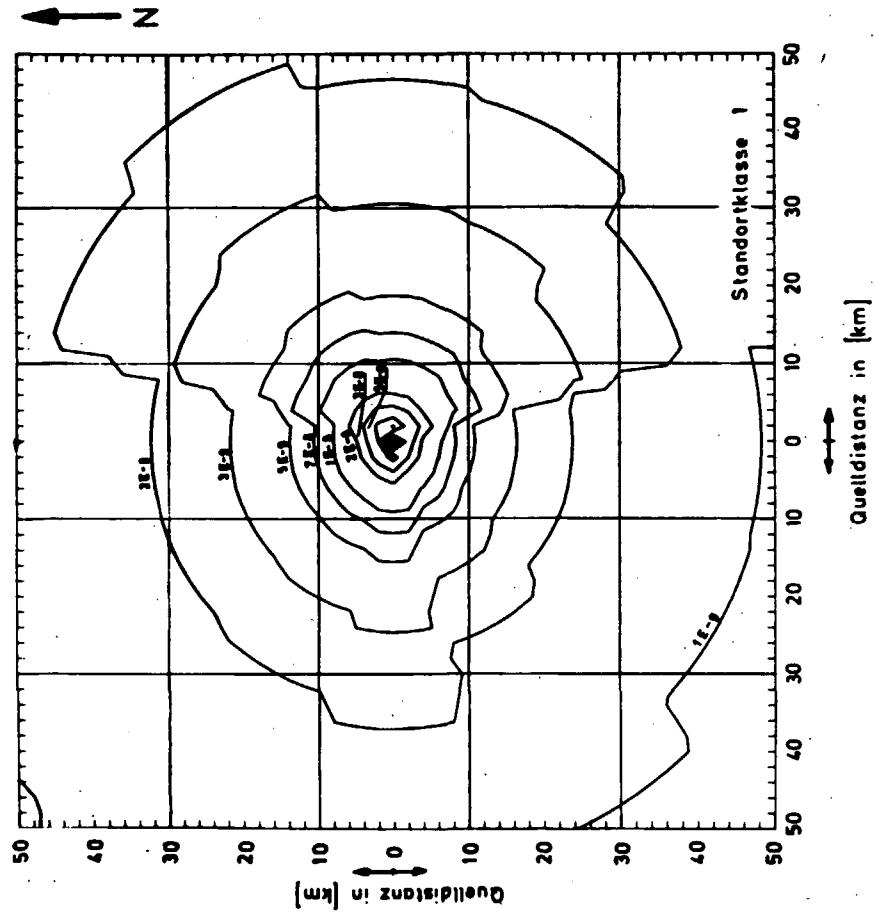
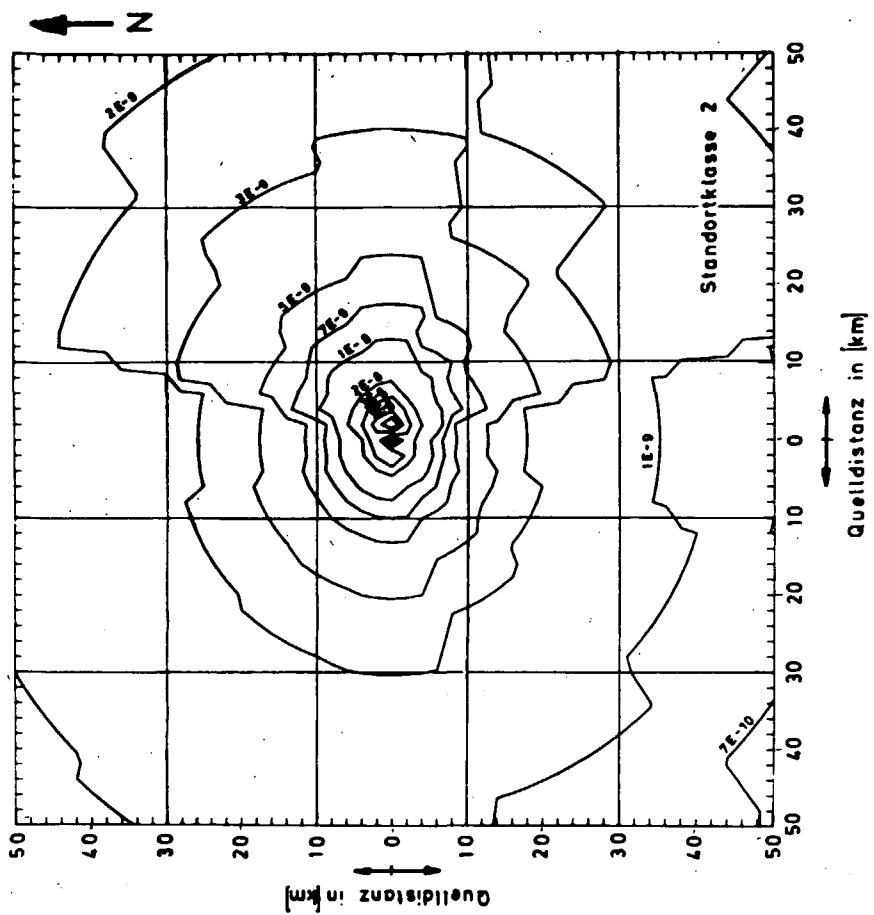


Abb. 6.6: Isoplethen der Langzeitausbreitungsfaktoren für die hier definierten Standortklassen 1 und 2 (vergl. Abb. 6.5)

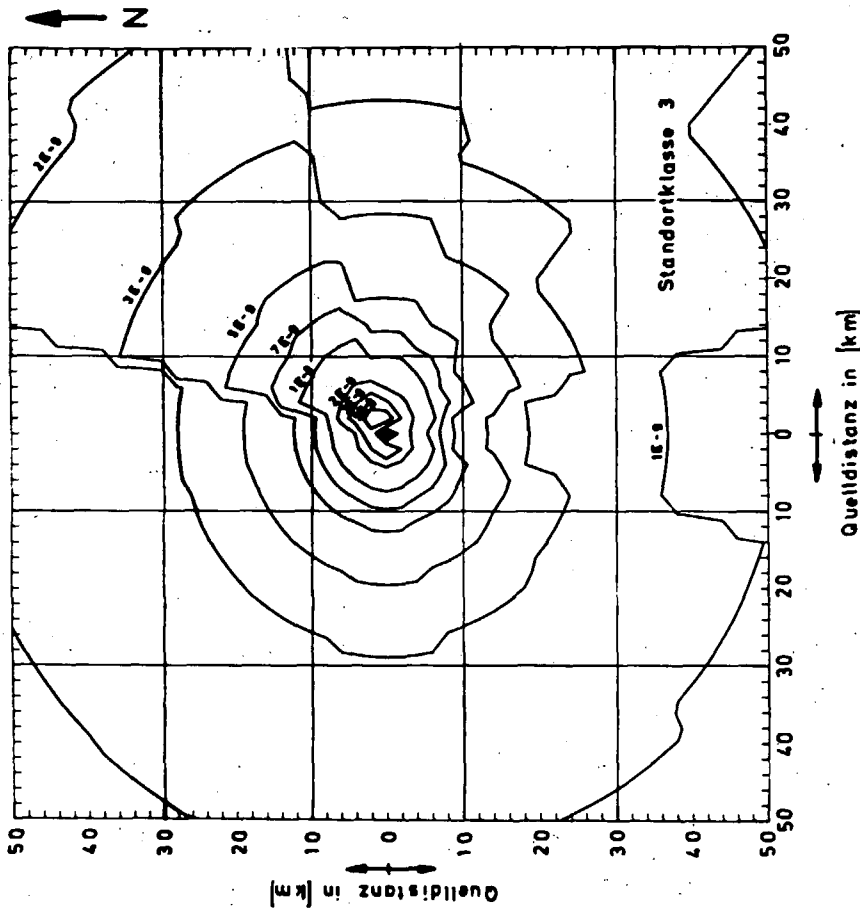
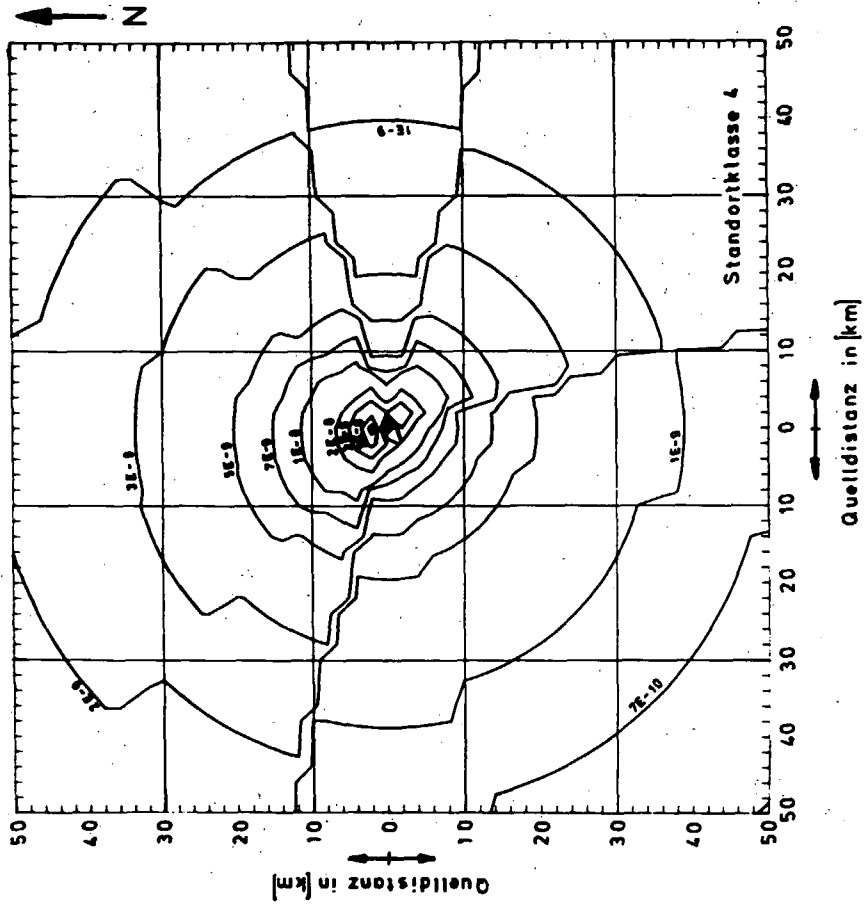


Abb.6.7: Isoplethen der Langzeitausbreitungsfaktoren für die hier definierten Standortklassen 3 und 4 (vergl. Abb.6.5)

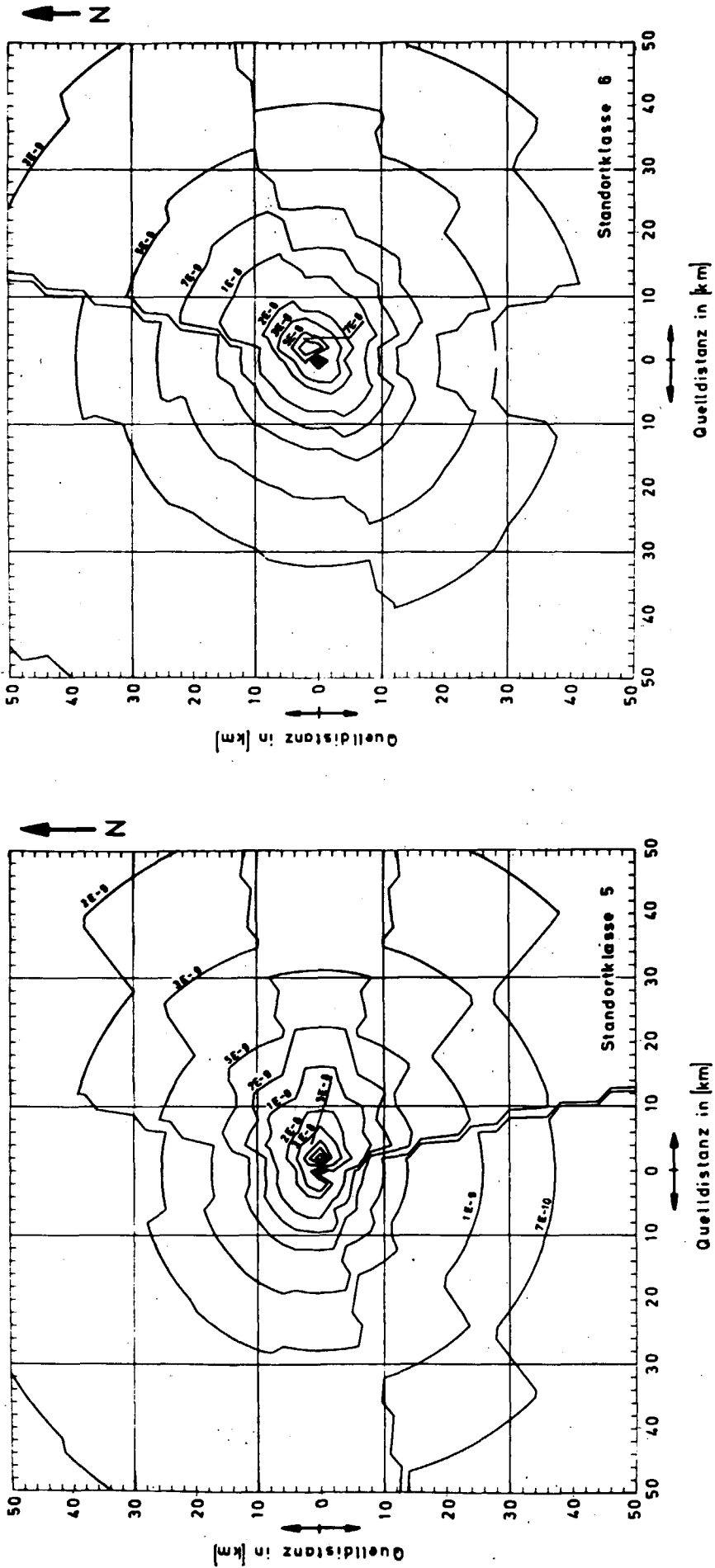


Abb. 6.8: Isoplethen der Langzeitausbreitungsfaktoren für die hier definierten Standortklassen 5 und 6 (vergl. Abb. 6.5)

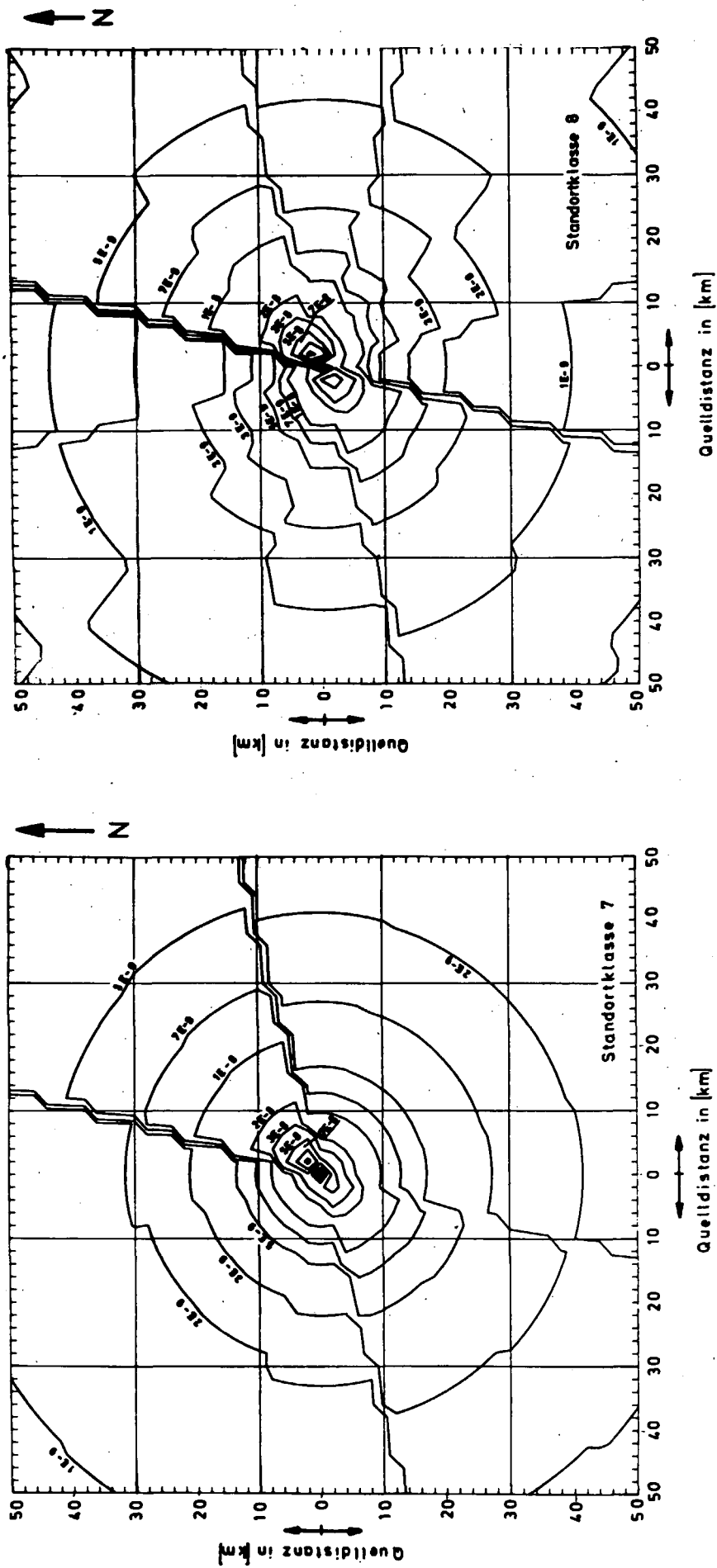


Abb. 6.9: Isoplethen der Langzeitausbreitungsfaktoren für die hier definierten Standortklassen 7 und 8 (vergl. Abb. 6.5)

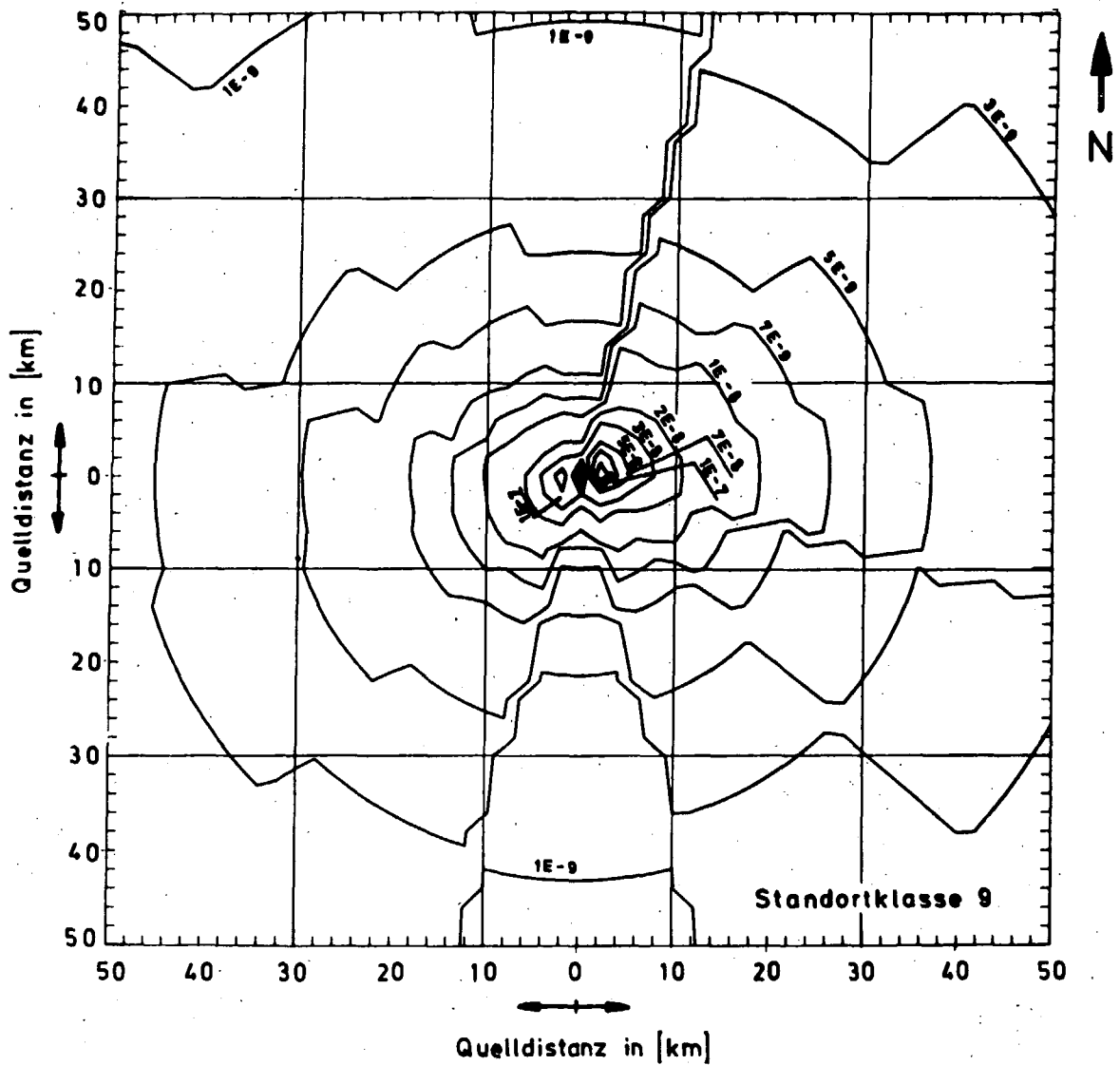


Abb. 6.10: Isoplethen der Langzeitausbreitungsfaktoren für die hier definierte Standortklasse 9, (vergl. Abb. 6.5).

sichtigen keine Bodenrauigkeit. Für die Kopplung beider Systeme wird angenommen, daß sich die Fehler in Richtung auf realistische Werte kompensieren. Ein Anhaltspunkt für die Größe der zugelassenen systematischen Fehler ergibt sich durch die Vergleichsmöglichkeiten am Standort Jülich. Die Abweichungen belaufen sich dort für die Maximalwerte der Langzeitausbreitungsfaktoren, gemittelt über alle Windrichtungssektoren, auf einen Fehler von 20%. Berücksichtigt man eine Quelldistanz von $0 \leq x \leq 100$ km, so ergibt sich ein Fehler von etwa 10%. Diese Reduktion ist im wesentlichen darauf zurückzuführen, daß sich ab etwa 2 km Quelldistanz die Begrenzung der Vermischungshöhe bereits bemerkbar macht. Von da an ist die Wahl des Parametersystems nur noch von untergeordneter Bedeutung. Die Kurven verlaufen dann im wesentlichen parallel. Weitere Abweichungen von den tatsächlichen Verhältnissen ergeben sich bei Bestimmung der Ausbreitung an prognostizierten Einzelstandorten durch Verwendung repräsentativer Mittelwerte für die einzelnen Bereichsstandortklassen und die durch Auswertung von 25 meteorologischen Häufigkeitsverteilungen verifizierte Annahme, daß die Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen (p_i) von der Verteilung der Diffusionskategorien und Windgeschwindigkeiten (p_{jk}) entkoppelt werden kann, daß also angenommen werden darf: $p_{ijk} \approx p_i \cdot p_{jk}$.

Eine Abschätzung dieses statistischen Fehlers, der sich bei Verwendung von Gl. (6.15) für Einzelstandorte in der Bundesrepublik Deutschland ergibt, hat gezeigt, daß sein möglicher Maximalwert für 95% der in die Rechnungen einbezogenen meteorologischen Stationen zwischen 80 und 200% und für 68% der Stationen zwischen 40 und 100% schwankt [Bk 74].

Unabhängig von dieser Abschätzung der größtmöglichen statistischen Fehler wurden Vergleichsrechnungen für einige Einzelstandorte durchgeführt, soweit die vorhandenen ausbreitungsklimatologischen Daten dies zuließen. Die Rechnungen vergleichen die Langzeitausbreitungsfaktoren, die mit einer dreidi-

mensionalen Statistik berechnet wurden mit den in dieser Studie verwendeten Langzeitausbreitungsfaktoren, die nach dem Standortklassenkonzept berechnet wurden. Dabei zeigte sich, daß die Fehler ($f_{i,v}$) in der Regel kleiner sind als 100% (Tab. 6.3) [Bk 74].

STANDORT-KLASSE v	STANDORTE	$f_{i,v}$ / [%]	f_v / [%]
2	Hannover	37,8	58
	Bückeburg	78,1	
3	Münster	19,2	33
	Düsseldorf	33,7	
	Bremen	45,7	
	Hamburg	32,5	
4	Köln	31,2	38
	Jülich	45,2	
6	Kassel	55,8	63
	Saarbrücken	70,7	
7	Frankfurt	111	
9	Freiburg	111	66
	Passau	31,1	
	Regensburg	35	
	Würzburg	64,2	
	Nürnberg	58,1	
	Hof	95,6	

Tab. 6.3: Fehler ($f_{i,v}$), die sich bei Verwendung des Standortklassenkonzeptes für einzelne Standorte ergeben können. f_v ist der Mittelwert von $f_{i,v}$.

Der Gesamtfehler, d. h. die Summe aus dem hier betrachteten systematischen und dem statistischen Fehler, beläuft sich für Jülich auf 55%. Er wurde lediglich für den Standort Jülich ausgerechnet, weil hier die Ausbreitungsparameter (σ) und die Diffusionskategorien auf ein einheitliches Definitionssystem zurückzuführen sind [Vo 70].

Angesichts der oben genannten möglichen Abweichungen der Prognoserechnungen von den Gegebenheiten an konkreten Standorten bleibt festzustellen, daß konkrete Standortbeurteilungen, etwa für Sicherheitsberichte im Rahmen von Genehmigungsverfahren, sich immer an den meteorologischen und orographischen Bedingungen des dann als bekannt vorauszusetzenden realen Standortes zu orientieren haben werden. Das hier beschriebene Verfahren soll dagegen langfristige Prognosen für die zukünftige Gesamtsituation der Umweltbelastung durch die Kernindustrie ermöglichen, wobei davon auszugehen ist, daß die Standortfestlegung noch nicht mit aus-

reichender Genauigkeit möglich ist, so daß die Zuordnung zu bereichsorientierten Standortklassen zu wesentlichen Vorhersageverbesserungen der regionalen Umweltbelastung etwa gegenüber unspezifischen Mittelwertbetrachtungen, wie sie beispielsweise im HERMES-Modell [Wa73.1] benutzt werden, führt.

6.1.3 Dosiskonstanten zur Berechnung der Strahlenbelastung

Gemäß den in Tab. 6.1 angegebenen Gleichungen zur Berechnung der Strahlenbelastung stellen die Dosiskonstanten den Zusammenhang zwischen den Langzeitausbreitungsfaktoren und den radioaktiven Jahresdosen dar. Um die zu erwartende Strahlenbelastung der Bevölkerung möglichst exakt angeben zu können, wäre es wünschenswert, für die Gesamtbevölkerung einen repräsentativen Mittelwert der Strahlenbelastung unter Berücksichtigung besonders gefährdeter Randgruppen zu ermitteln, um mit Hilfe geeigneter Dosis-Wirkungsbeziehungen auf die mögliche Strahlengefährdung schließen zu können. Dies erfordert die Berücksichtigung umfangreichen statistischen Materials, das größtenteils erst noch zu erarbeiten ist. So sind u. a. insbesondere für die Berechnung der Ingestionsgefährdung der Bevölkerung Erhebungen über die Ernährungsgewohnheiten der einzelnen Bevölkerungsgruppen, aufgeschlüsselt nach Wohngebieten notwendig. In diesem Zusammenhang sind außerdem repräsentative Aussagen über Anbau- und Weiterverarbeitungsmethoden der Nahrungsmittel, die wiederum landschaftlich unterschiedlich sein können, und über die Nahrungsmittelströme von den Anbau- in die Wohngebiete, in denen die Nahrungsmittel konsumiert werden, von Nöten. Weiter ist zu bedenken, daß wegen der unterschiedlichen Dekontamination auch die Reinigung und die Art der Zubereitung in den verschiedenen Haushalten zu berücksichtigen ist. Nicht zuletzt sollte auch die Verarbeitung von Nahrungsmitteln zu Konserven oder Veredelungsprodukten statistisch erfaßt werden. Das hierzu erforderliche Datensystem ist zurzeit für die Bundesrepublik Deutschland nicht vollständig verfügbar und seine Erarbeitung würde die Möglichkeiten des Forschungsvorhabens, in dessen Rahmen die vorliegende Studie entstand, bei weitem übersteigen.

Es lag daher nahe, für diese Studie alternativ zu der oben genannten Methode, anhand einer pessimistischen Betrachtungsweise zu einer Aussage über die obere Grenze der zu erwartenden Strahlenbelastung für die Bevölkerung zu gelangen. Dabei wird zunächst von den Nukliden H 3, Kr 85, Xe 133, J 129 und J 131 ausgegangen. Die pessimistische Betrachtungsweise bedingt, daß gerade einzelne, z. T. hypothetische Randgruppen, die für Genehmigungsverfahren berechtigterweise zum Maßstab der Beurteilung gemacht werden, insbesondere hier bezüglich der Ingestionsbelastung, im Vordergrund der Betrachtungen stehen, obwohl sie in bezug auf die Gesamtbevölkerung, auch zahlenmäßig keine oder nur eine untergeordnete Rolle spielen. Eine Leitlinie zur konkreten Beurteilung der Strahlenexposition dieser Randgruppen stellt der sogenannte kritische Belastungspfad dar, der den Rechnungen dieser Studie zugrunde liegt. Das ist der Belastungspfad, der bei einer gegebenen Aktivitätskonzentration in Luft zu einer maximalen Dosisleistung im betroffenen Organ (krit. Organ) der zu betrachtenden Personengruppe (krit. Personengruppe) führt, wobei auch das Lebensalter der exponierten Personen von Bedeutung sein kann. Es kann somit angenommen werden, daß damit der pessimistische Fall erfaßt wird, so daß die Ergebnisse tatsächlich Beurteilungsrichtwerte für die obere Grenze der Strahlenbelastung der Gesamtbevölkerung repräsentieren.

6.1.3.1 Grundlagen zur Berechnung der Dosiskonstanten

6.1.3.1.1 Submersionsdosiskonstanten

Die Submersionsdosiskonstanten stellen den Zusammenhang zwischen der externen Strahlenbelastung der Haut oder/ und dem Gesamtkörper und einer gegebenen Aktivitätskonzentration in Luft her. Für das betroffene Organ (q) und das Nuklid (r) gilt in guter Näherung

$$g_{\beta\text{-Sub},r} = 0,27 \cdot E_{\beta,\text{eff},r} \quad (6.16)$$

$$g_{\gamma\text{-Sub},r} = 0,27 \cdot E_{\gamma\text{eff},r} \quad (6.17)$$

mit

$$E_{\beta\text{eff},r} = \left\{ \sum_i 0,33 \cdot f_{\beta_i} \cdot \hat{E}_{\beta_i} \cdot \left(1 - \frac{Z^2}{50}\right) \left(1 + \frac{\hat{E}_{\beta_i}^2}{4}\right) \right\}_r$$

$$E_{\gamma\text{eff},r} = \left\{ \sum_i f_{\gamma_i} \cdot E_{\gamma_i} \right\}_r$$

\hat{E}_{β} = pro Zerfall freiwerdende, maximale β -Energie in MeV

E_{γ} = pro Zerfall freiwerdende γ -Energie in MeV

Z = Kernladungszahl

f = Zerfallswahrscheinlichkeiten

$$0,27 \cdot \frac{\text{rem m}^3}{\text{Ci} \cdot \text{sec} \cdot \text{MeV}} = 1,6 \cdot 10^{-8} \frac{\text{rad g rem}}{\text{MeV rad}} \cdot 3,7 \cdot 10^{10} \frac{1}{\text{Ci} \cdot \text{sec}} \cdot 0,5 \frac{\text{m}^3}{1231\text{g}} = 1,13$$

i = Index der β - bzw. γ -Übergänge

Obwohl vielfach davon ausgegangen wird, daß Hautschädigung durch β -Strahlung erst ab einer Eindringtiefe von 0,07 mm vorliegt, wird hier konservativerweise die spezifische Dosis an der Hautoberfläche für die Rechnungen benutzt. Sie ist für Kr 85 beispielsweise 1,5-fach und für Xe 133 2,5-fach so groß wie die Dosis in 0,07 mm Hauttiefe. Wegen der größeren Eindringtiefe der in Frage kommenden γ -Quanten wird für die γ -Submersion eine Schädigung des Gesamtkörpers vorausgesetzt. Bezüglich des Strahlungsfeldes wird für beide Strahlenarten bei der Berechnung der g -Faktoren von einem unendlich ausgedehnten Halbraum ausgegangen (2π Geometrie), wobei die Störung des Strahlenfeldes durch darin befindliche Objekte vernachlässigt wird.

Für Quelledistanzen kleiner als 500 m (vergl. Gl. (6.2) und

Gl. (6.11)) gelten die zuvor beschriebenen Annahmen für γ -Submersion nicht. In diesem Fall muß über die gesamte Abluft-fahne integriert werden. Die entsprechende Dosiskonstante (I_γ) muß dann für den Gesamtkörper wie folgt berechnet werden:

$$I_{\gamma\text{-Sub,r}} = 47,1 \sum_i f_{r,i} \left(\frac{\mu_a}{\rho}\right)_{\text{Luft}} \cdot E_{\gamma,r,i} \quad (6.18)$$

mit

f = Emissionswahrscheinlichkeiten der einzelnen γ -Übergänge

$\left(\frac{\mu_a}{\rho}\right)_{\text{Luft}}$ = Energieabsorptionskoeffizient in cm^2/g

E_γ = pro Übergang freiwerdende γ -Energie in MeV

r = Nuklidindex

i = Übergangsindex

$$47,1 \frac{\text{rem g}}{\text{Ci sec MeV}} = 1,6 \cdot 10^{-8} \frac{\text{rad g}}{\text{MeV}} \cdot \frac{\text{rem}}{\text{rad}} \quad 3,7 \cdot 10^{10} \frac{1}{\text{Ci-sec}} \cdot \frac{1}{4\pi}$$

6.1.3.1.2 Inhalationsdosiskonstanten

Die Inhalationsdosiskonstanten sind so berechnet, daß die in Tab. 6.1 angegebenen Jahresdosen "Dose Commitments" oder Erwartungsdosen [Ja 73.2] repräsentieren, d. h. die Dosiskonstanten geben die Dosen an, die im Verlauf von 50 a bei kontinuierlicher Exposition über ein Jahr zu erwarten sind. Für die meisten Nuklide ist es bei dem benutzten Modell ohne Belang, ob Erwartungsdosen oder Jahresdosen berechnet werden. Der Unterschied zu den für ein Jahr Expositionsdauer berechneten Dosiskonstanten tritt erst bei besonders langlebigen Nukliden auf, die nach Einatmung aufgrund des Metabolismus nicht oder nur sehr langsam vom menschlichen Körper abgebaut werden. Für die hier betrachteten

Radionuklide spielt dieser Unterschied keine Rolle. Für die Inhalationsdosiskonstante gilt:

$$g_{\text{Inh},q,r} = \left\{ \frac{853 \cdot f_{\text{Inh}} \cdot f_a \cdot T_{\text{eff}} \cdot (1 - e^{-\frac{0,693 t}{T_{\text{eff}}}}) \cdot \sum \text{EF}(\text{RBW})_n}{m} \right\}_{q,r} \quad (6.19)$$

mit

f_{Inh} Inhalationsrate in m^3/d

f_a Teil der mit der Luft eingeatmeten Aktivität eines Nuklides, der in das betroffene Organ gelangt [Ic 59]

T_{eff} effektive Halbwertszeit des zu betrachtenden Nuklides in d

t Expositionsdauer, hier $t = 50 \text{ a}$

$\sum \text{EF}(\text{RBW})_n$ die im betroffenen Organ (q) pro Zerfall freigesetzte effektive Energie eines Nuklides (r) unter Berücksichtigung der Tochternuklide [Ic 59]

q Organindex

r Nuklidindex

m Masse des Organs (q)

$$853 \frac{\text{rem} \cdot \text{g}}{\text{Ci} \cdot \text{sec} \cdot \text{MeV}} = 1,6 \cdot 10^{-8} \cdot \frac{\text{rad} \cdot \text{g}}{\text{MeV}} \cdot \frac{\text{rem}}{\text{rad}} \cdot 3,7 \cdot 10^{10} \cdot \frac{1}{\text{Ci} \cdot \text{sec}} \cdot \frac{1}{\ln 2}$$

Für H 3 ist zu berücksichtigen, daß sich durch Transpiration eine Erhöhung der Dosis etwa auf das Doppelte ergeben kann [Ma 74, Kö 72.1].

6.1.3.1.3 Ingestionsdosiskonstanten

Prinzipiell werden die Ingestionsdosiskonstanten (g_{Ing} und K_{Ing}) analog zu den Inhalationsdosiskonstanten berechnet. Gemäß Tab. 6.1 enthalten sie zusätzlich Transferfaktoren, die den Aktivitätstransport von der Luft bzw. vom Boden in die Nahrung angeben. Im einzelnen lassen sie sich wie folgt berechnen

$$g'_{Ing,q,r} = \left[\frac{853 \cdot f_{Ing} \cdot t_w \cdot T_{eff} \cdot (1 - e^{-\frac{0,693 \cdot t}{T_{eff}}}) \cdot \sum EF(RBW)_n}{m} \right]_{q,r} \quad (6.20)$$

$$g_{Ing,q,r} = g'_{Ing,q,r} \cdot C_{L,N} \quad (6.21)$$

$$K_{Ing,q,r} = g'_{Ing,q,r} \cdot C_{B,N} \cdot \tau \quad (6.22)$$

Bei der Berechnung der H 3-Belastung mit Hilfe von K_{Ing} ist dabei wegen der Konsistenz der Daten insbesondere darauf zu achten, daß bei der Angabe des Washoutfaktors eine Verdunstungsrate von 85% und beim Falloutfaktor eine Verdunstung von 95% berücksichtigt werden muß.

mit

f_{Ing} = Ingestionsrate

$C_{B,N}$ = Transferfaktor vom Boden zur Nahrung

$C_{L,N}$ = Transferfaktor von der Luft zur Nahrung

τ = Zeitkonstante für die effektive Verweildauer der Nuklide auf der Vegetation bzw. auf dem Boden

6.1.3.2 Berechnete Dosiskonstanten

Nach den in den Kapiteln 6.1.2.1.1 bis 6.1.3.1.3 angegebenen Grundlagen wurden die in Tab. 6.4 zusammengestellten Dosisfaktoren für die hier betrachteten Nuklide und Belastungspfade berechnet. Die Rechnungen stützen sich im wesentlichen auf die Daten der ICRP [1c 59]. Soweit in der Literatur bisher neuere Daten angegeben worden sind, die einem verbesserten Kenntnisstand entsprechen, wurden diese für die Berechnungen verwandt. Wegen des Umfangs kann an dieser Stelle hierauf nicht näher eingegangen werden. Es ist geplant, sie an anderer Stelle ausführlich zu diskutieren.

6.1.4 Strahlenbelastung in der Umgebung von Einzelanlagen

Die in der näheren Umgebung kerntechnischer Anlagen, insbesondere am ungünstigsten Aufpunkt unter Zugrundelegung des jeweils kritischen Belastungspfad (vergl. Kap. 6.1.3) zu erwartende Strahlenbelastung wurde mit Hilfe der in Tab. 6.1 zusammengestellten Gleichungen für den lokalen Entfernungsbereich exemplarisch für den Standort Jülich berechnet. Sie kann jedoch mit Hilfe der vorhandenen ausbreitungsmeteorologischen Daten ohne Schwierigkeiten für jeden Standort innerhalb der Bundesrepublik Deutschland prognostisch eingeschätzt werden. An lokalen orographischen Besonderheiten, die zu extrem ungünstigen Strahlenbelastungen führen können, wird zurzeit gearbeitet. Wegen der Konsistenz der ausbreitungsmeteorologischen Daten wurden zur Berechnung der Langzeitausbreitungsfaktoren nach Gl. (6.6) und Gl. (6.7) statt der Ausbreitungsparameter nach McELROY, die in Jülich gemessenen Ausbreitungsparameter verwendet [Vo 74.1]. Die benutzten Emissionsdaten für die einzelnen Anlagen stützen sich auf die Angaben in Kap. 5.

Bei der Berechnung der γ -Dosisleistung aus einer Abluftwolke konnte die Wirkung der Nachbarsektoren auf die Strahlenbelastung, die insbesondere im quellnahen Bereich eine nicht zu

DOSISKONSTANTEN								
JEWEILS KRIT. PFAD								
NUKLID	PERSONENGRUPPE	KRITISCHE ORGANE	SUBMERSION			INHALATION	INGESTION	
			$\frac{q_{\beta\text{-Sub}}}{\left[\frac{\text{rem m}^3}{\text{Ci sec}}\right]}$	$\frac{q_{\gamma\text{-Sub}}}{\left[\frac{\text{rem m}^3}{\text{Ci sec}}\right]}$	$\frac{q_{\text{I}\gamma\text{-Sub}}}{\left[\frac{\text{rem m}^2}{\text{Ci sec}}\right]}$	$\frac{q_{\text{Inh}}}{\left[\frac{\text{rem m}^3}{\text{Ci sec}}\right]}$	$\frac{q_{\text{Ing}}}{\left[\frac{\text{rem m}^3}{\text{Ci sec}}\right]}$	$\frac{K_{\text{Ing}}}{\left[\frac{\text{rem m}^2}{\text{Ci}}\right]}$
H 3	ERWACHSENER	HAUT	1,5 · 10 ⁻³					
	"	GESAMTKÖRPER				6 · 10 ⁻²	9 · 10 ⁻²	9,2 · 10 ⁻¹
	"	KÖRPERGEWEBE				7 · 10 ⁻²	1 · 10 ⁻¹	1,03
Kr 85	ERWACHSENER	GESAMTKÖRPER		6 · 10 ⁻⁴	2,9 · 10 ⁻⁷			
	"	HAUT	6 · 10 ⁻²					
Xe 133	ERWACHSENER	GESAMTKÖRPER		8 · 10 ⁻³	3,4 · 10 ⁻⁶			
	"	HAUT	3,6 · 10 ⁻²					
J 129	KIND, 0,5a	SCHILDDRÜSE				8 · 10 ⁻²	2,2 · 10 ⁻⁵	1,7 · 10 ⁻⁷
	ERWACHSENER	"				17 · 10 ⁻²	9 · 10 ⁻⁴	7 · 10 ⁻⁶
J 131	KIND, 0,5a	SCHILDDRÜSE				9,4 · 10 ⁻²	1,6 · 10 ⁻⁵	1,2 · 10 ⁻⁷
	ERWACHSENER	"				3,6 · 10 ⁻²	1,1 · 10 ⁻⁴	8,3 · 10 ⁻⁵

Tab. 6.4: Dosiskonstanten zur Berechnung der Strahlenbelastung nach den Gleichungen in Tab. 6.1. (K_{Ing} ohne Verdunstungsrate, vergl. Kap. 6.1.313)

DOSIS [mrem/a]									
NUKLID	PERSONENGRUPPE	KRITISCHE ORGANE	KERNREAKTOREN (1000 MW _{el})				WIEDERAUFBEREITUNGSANL. (50 GW _{el} , $\chi=0,8$)		
			SWR	DWR	HTR	SBR	SWR-DWR	HTR	SBR
H 3	ERWACHSENER	HAUT	1,9 · 10 ⁻⁵	1,3 · 10 ⁻⁵	6,3 · 10 ⁻⁶		6,3 · 10 ⁻³	4,4 · 10 ⁻³	3,8 · 10 ⁻³
	"	GESAMTKÖRPER	1,6 · 10 ⁻³	1,1 · 10 ⁻³	5,6 · 10 ⁻⁴		5,6 · 10 ⁻¹	3,9 · 10 ⁻¹	3,4 · 10 ⁻¹
	"	KÖRPERGEWEBE	1,9 · 10 ⁻³	1,3 · 10 ⁻³	6,4 · 10 ⁻⁴		6,4 · 10 ⁻¹	4,5 · 10 ⁻¹	3,8 · 10 ⁻¹
Kr 85	ERWACHSENER	HAUT	1,8 · 10 ⁻²	1,8 · 10 ⁻²	3,1 · 10 ⁻³	2,6 · 10 ⁻²	2,6	5,1	1,5
	"	GESAMTKÖRPER	1,4 · 10 ⁻⁴	1,4 · 10 ⁻⁴	2,4 · 10 ⁻⁵	2 · 10 ⁻⁴	2 · 10 ⁻²	4,1 · 10 ⁻²	1,2 · 10 ⁻⁴
Xe 133	ERWACHSENER	HAUT	3,8 · 10 ⁻²	3,8 · 10 ⁻²	6,1 · 10 ⁻⁴	1,1 · 10 ⁻¹			
	"	GESAMTKÖRPER	6 · 10 ⁻³	6 · 10 ⁻³	9,5 · 10 ⁻⁵	1,7 · 10 ⁻²			
J 129	ERWACHSENER	SCHILDDRÜSE					1,5	1,9	1,1
	KIND 0,5a	"					3,6	4,4	2,7
J 131	ERWACHSENER	SCHILDDRÜSE	4,5 · 10 ⁻¹	2,2 · 10 ⁻¹	1,3 · 10 ⁻³	4 · 10 ⁻²	8 · 10 ⁻¹	7 · 10 ⁻¹	9 · 10 ⁻¹
	KIND 0,5a	"	6,2	3,1	1,9 · 10 ⁻²	5,7 · 10 ⁻¹	11,3	10	13

Tab. 6.5: Über den Luftpfad zu erwartende Strahlenbelastung durch die einzelnen Radionuklide am ungünstigsten Ort in der Umgebung kerntechnischer Anlagen; Rückhaltung in Wiederaufarbeitungsanlagen: Jod 99,9%, H3 99% und Kr 85 99%.
 $(\bar{X}_{i,\text{Max}} = 4,25 \cdot 10^{-7} \text{ s/m}^3; \bar{X}_i^* = 7 \cdot 10^{-4} \text{ s/m}^2)$

DOSIS [mrem/a]							
EXPONIERTE ORGANE	KERNREAKTOREN (1000 MW _{el})				WIEDERAUFBEREITUNGSANLAGEN (50 GW _{el} , $\chi=0,8$)		
	SWR	DWR	HTR	SBR	LWR	HTR	SBR
HAUT	0,056	0,056	0,004	0,14	2,6	5,1	1,5
GESAMTKÖRPER	0,008	0,008	0,001	0,017	0,58	0,43	0,34
SCHILDDRÜSE (KIND, 0,5a)	6,2	3,1	0,019	0,57	14,9	14,4	15,7

Tab. 6.6: Über den Luftpfad zu erwartende Strahlenbelastung der betrachteten Organe am ungünstigsten Ort in der Umgebung Kerntechnischer Anlagen; Rückhaltung in Wiederaufarbeitungsanlagen: Jod 99,9%, H3 99% und Kr 85 99%. $(\bar{X}_{i,\text{Max}} = 4,25 \cdot 10^{-7} \text{ s/m}^3; \bar{X}_i^* = 7 \cdot 10^{-4} \text{ s/m}^2)$

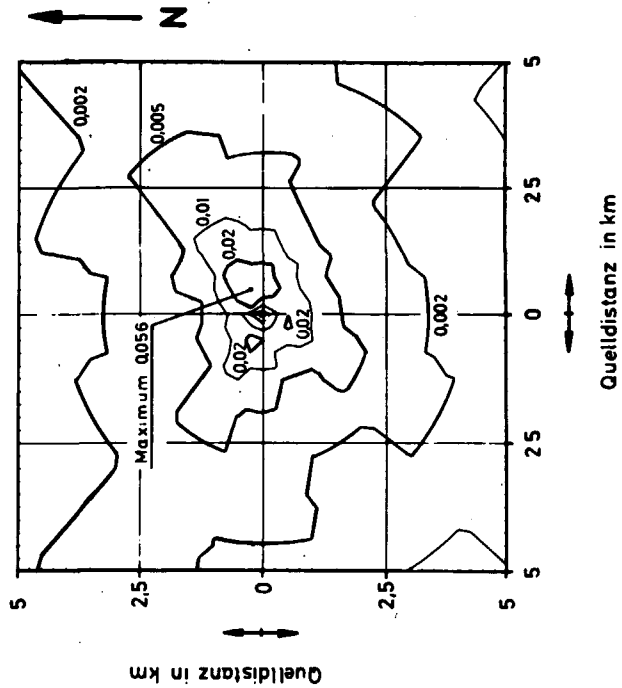
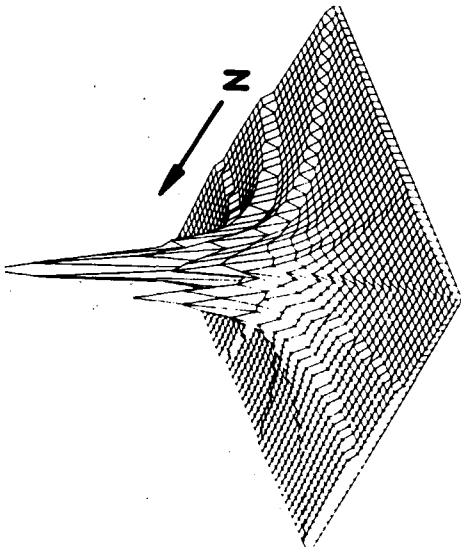


Abb. 6.11: Strahlenbelastung der Haut (mrem/a) in der näheren Umgebung ($0 \leq r \leq 5$ km) einer SWR-Anlage bei Berücksichtigung der Nuklide H 3, Kr 85, Xe 133, exemplarisch berechnet für den Standort Jülich (Standortkoordinaten (0,0)).

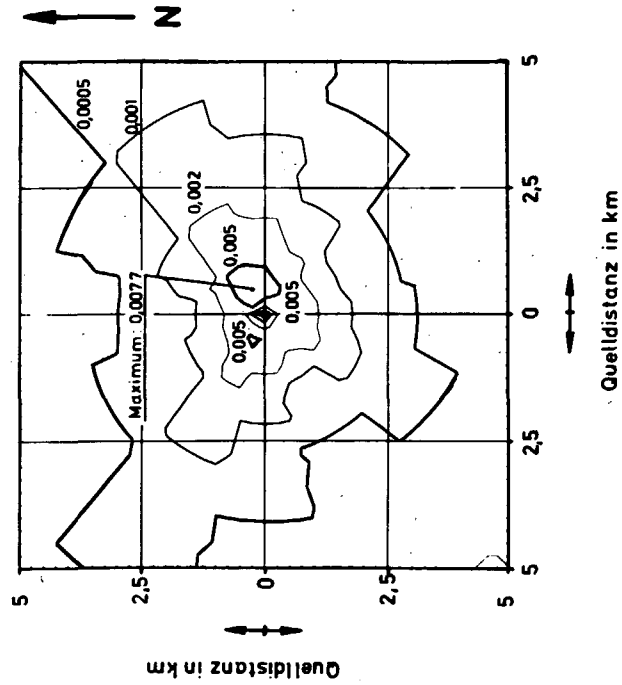


Abb. 6.12: Strahlenbelastung des Gesamtkörpers (mrem/a) in der näheren Umgebung ($0 \leq r \leq 5$ km) einer SWR-Anlage bei Berücksichtigung der Nuklide H 3, Kr 85, Xe 133, exemplarisch berechnet für den Standort Jülich (Standortkoordinaten (0,0)).

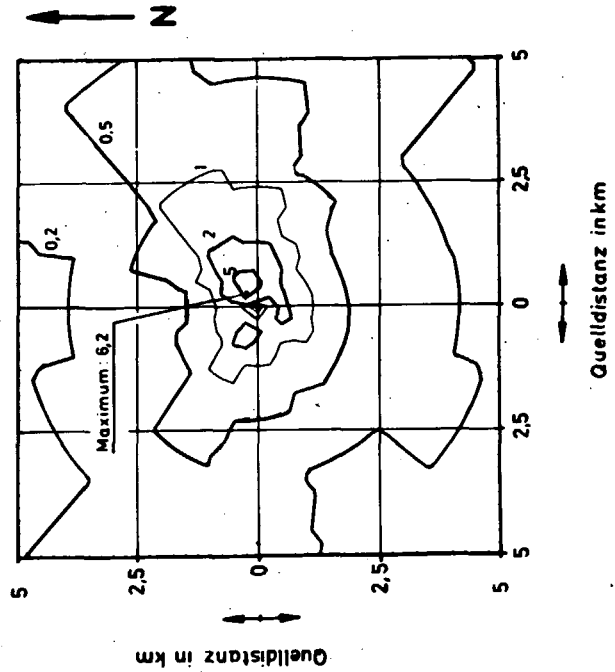
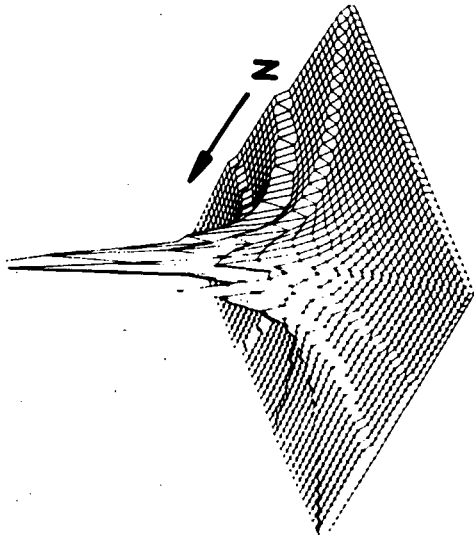


Abb. 6.13: Strahlenbelastung der Schilddrüse (Kind 0,5 a) (mrem/a) in der näheren Umgebung ($0 \leq r \leq 5$ km) einer SWR-Anlage bei Berücksichtigung der Nuklide J 129 und J 131 exemplarisch berechnet für den Standort Jülich (Standortkoordinaten (0,0)).

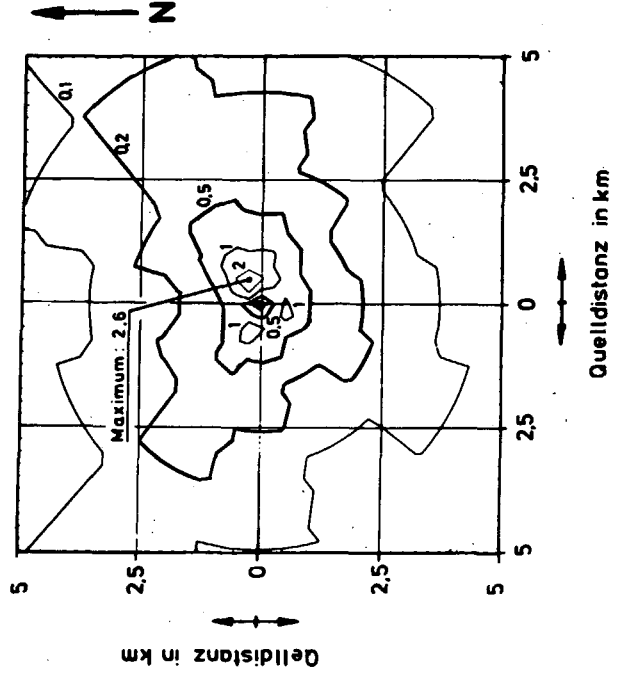
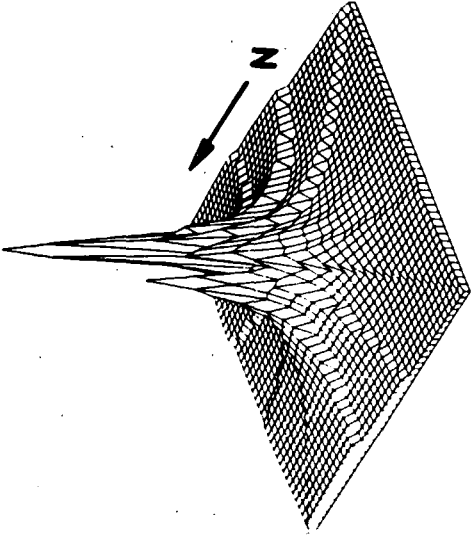


Abb. 6.14: Strahlenbelastung der Haut (mrem/a) in der näheren Umgebung ($0 \leq r \leq 5$ km) einer Wiederaufarbeitungsanlage für LWR-Brennelemente bei Berücksichtigung der Nuklide H 3, Kr 85, Xe 133, exemplarisch berechnet für den Standort Jülich (Standortkoordinaten (0,0)).

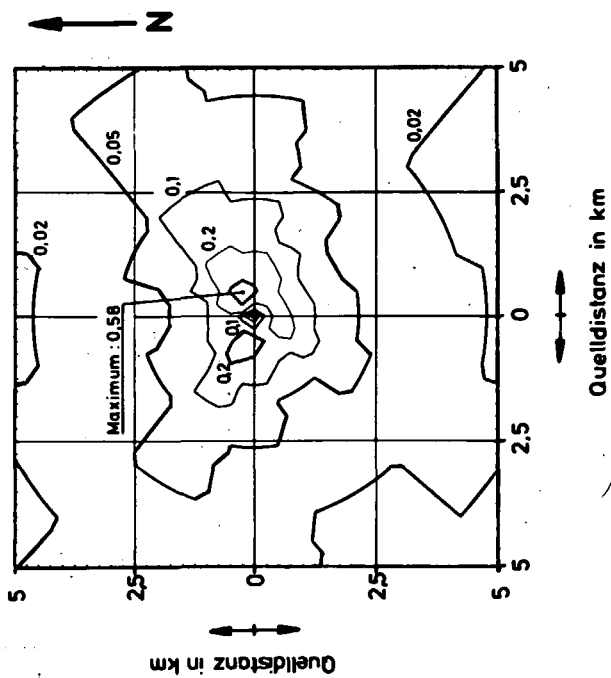
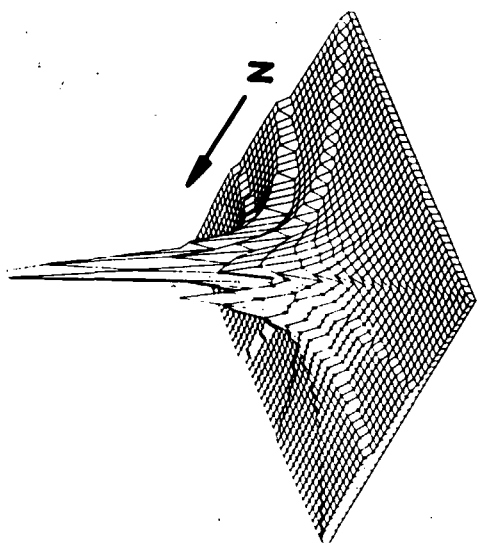


Abb. 6.15: Strahlenbelastung des Gesamtkörpers (mrem/a) in der näheren Umgebung ($0 \leq r \leq 5$ km) einer Wiederaufarbeitungsanlage für LWR-Brennelemente bei Berücksichtigung der Nuklide H 3, Kr 85, Xe 133 exemplarisch berechnet für den Standort Jülich (Standortkoordinaten (0,0)).

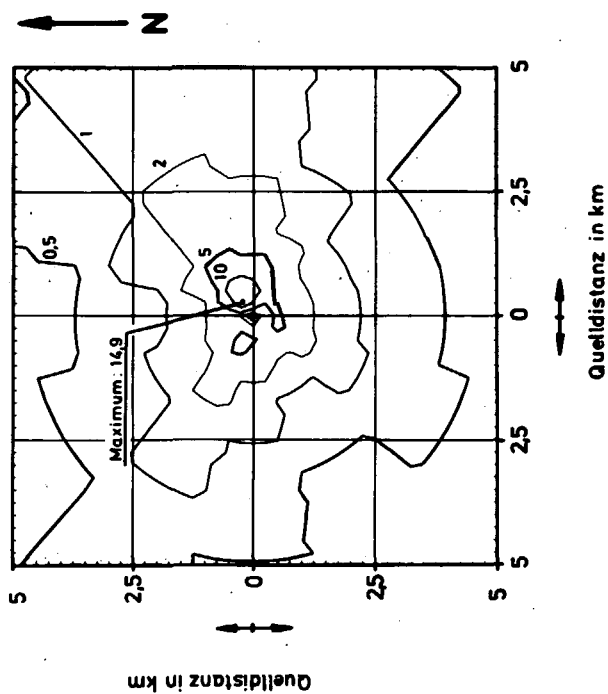
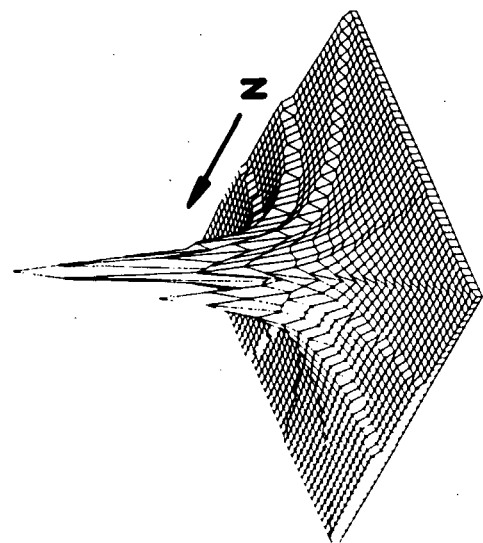


Abb. 6.16: Strahlenbelastung der Schilddrüse (Kind 0,5 a) (mrem/a) in der näheren Umgebung ($0 \leq r \leq 5$ km) einer Wiederaufarbeitungsanlage für LWR-Brennelemente bei Berücksichtigung der Nuklide J 129 und J 131 exemplarisch berechnet für den Standort Jülich (Standortkoordinaten (0,0)).

vernachlässigende Rolle spielt, vorläufig noch nicht erfaßt werden. An der Lösung des Problems wird gearbeitet.

Die Ergebnisse der Rechnungen sind in den Tabellen 6.5 und 6.6 für den ungünstigsten Aufpunkt aufgelistet und in den Abbildungen 6.11 bis 6.16 zwei und dreidimensional in Form von Jahresdosisisoplethen dargestellt.

6.1.5 Die Strahlenbelastung durch mehrere Anlagen

Die Schwierigkeit, die Aktivitäts- und Dosisverteilung durch radioaktiv kontaminierte Abluft aus einer Vielzahl von kerntechnischen Anlagen innerhalb eines großen Gebietes möglichst genau zu beschreiben, liegt außer bei den bereits erwähnten radioökologischen und meteorologischen Problemen (Kap. 6.1.2 und 6.1.3) vor allem in der Fülle der zu verarbeitenden Daten. Die Analyse kann daher nur mittels Datenverarbeitungsanlagen angegangen werden.

6.1.5.1 Aufbau des erstellten Rechenprogramms

Für die umfangreichen Untersuchungen zur Bestimmung der Umgebungsbelastung wurde ein Rechenprogramm erstellt. Dies gestattet es, ausgehend von der bodennahen Aktivitätskonzentration infolge beliebig vieler radioaktiver Quellen und mittels der nuklidabhängigen Dosiskonstanten, die ortsabhängige Strahlenexposition zu bestimmen. Dabei werden den Rechnungen die in Tab. 6.1 zusammengefaßten Gleichungen, der Langzeitausbreitungsfaktor nach Gl. (6.15) und die in Tab. 6.4 angegebenen Dosiskonstanten zugrunde gelegt.

6.1.5.1.1 Grundlagen des Programmaufbaues

Für das vorliegende Rechenprogramm, mit dessen Hilfe sowohl die gegenwärtige als auch die zukünftig zu erwartende Strahlenbelastung abgeschätzt werden soll, ist bei der Vielzahl der Eingangs-

parameter der Wunsch nach größtmöglicher Genauigkeit einerseits wie der Zwang zu akzeptablen Rechenzeiten bei beschränktem Kernspeicherplatz andererseits in eine sinnvolle Übereinstimmung zu bringen.

Als Beurteilungsmaßstab für ausreichende Genauigkeit, ist hier in erster Linie von der ortsabhängigen Aktivitätskonzentration und der Lage des Konzentrationsmaximums auszugehen. Beide werden im wesentlichen durch meteorologische Faktoren (siehe Kap. 6.1.1 u. 6.1.2) bestimmt. Bekanntlich liegt das Konzentrationsmaximum (siehe Abb. 6.3) je nach Stabilitätsbedingungen und der Emissionshöhe des Schornsteins bei etwa 500 - 2000 m Distanz im Lee der Quelle.

Um diesen für radiologische Betrachtungen besonders wichtigen Bereich in der Umgebung des Konzentrationsmaximums mit zu erfassen, sind die Abstände der in der Rechnung verwendeten Aufpunkte so zu wählen, daß sie in der Größenordnung der o. a. Distanz liegen.

Für die Untersuchungen wurde die Bundesrepublik Deutschland deshalb mit einem Gitternetz von 800 x 400 km Ausdehnung und einer Gitterweite von 2 km überzogen. Diese Gitterweite gewährleistet, daß auch die quellnahe Verteilung noch ausreichend genau abgebildet werden kann. Insgesamt sind von diesem Raster etwa 85% der Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland bedeckt. Die nichtberücksichtigten Gebiete sind hauptsächlich der Alpen- und Voralpenraum, der ohnehin ausbreitungstheoretisch schwer zu erfassen ist sowie das gesamte ostbayerische Gebiet.

Der weitere Gesichtspunkt, die erforderliche Rechenzeit in vertretbaren Grenzen halten zu müssen, macht es unmöglich, den Algorithmus zur Beschreibung der Strahlenbelastung (Tab. 6.1) auf jeden der 80000 Rasterpunkte anzuwenden. Man umgeht diese Schwierigkeit durch Verwendung einer Standardaktivitätsverteilung. Dies ist die Aktivitätsverteilung, die sich infolge einer

Einheitsemission in jeder der 9 verschiedenen Standortklassen (siehe Kap. 6.1.2) für einen Unterbereich von 100 x 100 km Größe ergibt, in dessen Zentrum der gerade zu betrachtende Emittent angeordnet ist. Der Einfachheit halber und im Rahmen einer zeitlich so weitreichenden Prognose auch vertretbar, wird die effektive Emissionshöhe für alle Emittenten einheitlich auf 100 m festgesetzt. Aus der Standardaktivitätsverteilung kann nun durch Multiplikation mit der quellspezifischen Emissionsrate und der nuklid- und organspezifischen Dosiskonstanten die ortsabhängige Dosis innerhalb des Unterbereiches berechnet werden. Diese wird dann im Gitternetz entsprechend den Standortkoordinaten des Emittenten aufaddiert. Auf diese Weise wird es möglich, den Kumulationseffekt von beliebig vielen Dosisfeldern zu berücksichtigen.

Für Aufpunkte außerhalb des Bereiches der Standardaktivitätsverteilung, also für Quelldistanzen größer als 50 km, ist es wegen des hyperbolischen Verlaufes der meteorologischen Ausbreitungsfunktion sinnvoll, von der 2 km Maschenweite abzugehen, weil die Konzentrationsänderungen über diese kurzen Distanzen nur gering sind. Im vorliegenden Fall wird ein zweites grobmaschigeres Gitternetz mit 50 km Maschenweite, das in seinen äußeren Abmessungen dem feinmaschigeren Netz entspricht und deckungsgleich zu ihm liegt, verwendet, um die Ausbreitung über größere Distanzen zu erfassen. Bei der Verfolgung des Weges einer Abluftfahne über diese großen Entfernungen stellt sich jedoch die Frage, welche Windgeschwindigkeitsverteilung zur Beschreibung dieser weiträumigen Transportvorgänge geeignet ist, um die tatsächlichen Gegebenheiten angemessen zu simulieren. Für die vorliegenden Rechnungen wird davon ausgegangen, daß die am Standort des Emittenten vorliegende Windrichtungsverteilung verwendet werden kann. Nach dem Ausbreitungsmodell für den regionalen Bereich Gl. (6.15) kann erwartet werden, daß der Weg eines kontaminierten Luftvolumens innerhalb derselben Standortklasse genauer beschrieben wird, als wenn mit einer über die Bundesrepublik Deutschland gemittelten Statistik ge-

rechnet würde.

Diese Vorgehensweise bedingt aber gleichzeitig, daß beim Überschreiten der Grenzen einer bestimmten Standortklasse die Ergebnisse mit einem systematischen Fehler behaftet sind. Diese Fehler können jedoch als tragbar angesehen werden, im Vergleich zu denen, die sich durch die Schwierigkeit ergeben, die sehr komplexen Turbulenz- und Transporteigenschaften der Atmosphäre über Distanzen von 50 - 1000 km mit einem nicht zu aufwendigen Formalismus berechnen zu wollen.

6.1.5.1.2 Größen zur Beschreibung der Umgebungsbelastung

Zur Beschreibung der zeitlichen Zunahme des Strahlenpegels durch die Erstbelastung im regionalen und lokalen Bereich eines Emittenten wird die mittlere Dosis \bar{D} verwendet. Darunter ist das Flächenintegral über die ortsabhängige Dosisverteilung dividiert durch die Fläche selbst zu verstehen. Diese Größe ist jedoch nur zur Beschreibung der Zunahme bzw. der Vervielfachung des Strahlenpegels gegenüber dem heutigen Wert geeignet. Sie kann nicht als Maßstab einer biologischen Gefährdung angesehen werden, da demographische Größen außer Betracht bleiben. Die mittlere Dosis \bar{D} [mrem/a] für ein bestimmtes Organ q ist demnach wie folgt definiert:

$$\bar{D}^q(t) = \frac{1}{F} \iint_F D^q(xy,t) dx \cdot dy \quad (6.23)$$

$D^q(xy,t)$ ist darin die orts- und zeitabhängige Dosisverteilung für das Organ q zum Zeitpunkt t . Im Rechenprogramm wird jedoch nur über das Gebiet integriert, das sowohl vom Gitternetz überzogen ist als auch zum bewohnten Gebiet der Bundesrepublik Deutschland zählt. Diese Einschränkung erweist sich als notwendig, da nur Emittenten innerhalb der Bundesrepublik Deutschland berücksichtigt werden, obwohl natürlich auch die benachbarten Länder einen Beitrag zur Kontamination der Atmosphäre leisten, insbesondere dann, wenn die Quellen im

grenznahe Gebiet angeordnet (z. B. Oberrheingraben) sind.

Für eine Abschätzung der genetischen oder somatischen Gefährdung ist es zweckmäßig, die Bevölkerungsdosis [manrem/a] anzugeben. Darunter soll im folgenden die Summe aller Individualdosen für die Population der Bundesrepublik Deutschland bzw. das Integral über die mit der Bevölkerungsdichte p (\mathcal{W}) gewichteten Dosisverteilung verstanden werden. Es gilt dann:

$$D_p(t) = \iint_F p(x,y) \cdot D(x,y,t) dx \cdot dy \quad (6.24)$$

$p(x,y)$ ist darin die ortsabhängige Bevölkerungsdichte in Personen pro km^2 und $D(x,y,t)$ die orts- und zeitabhängige Dosisleistung zum Zeitpunkt t . Die Datenerfassung für die Bevölkerungsverteilung erfolgt auf Landkreisebene, siehe Tab. 3.1, Abb. 3.12, wobei innerhalb eines Landkreises von einer homogenen Verteilung ausgegangen wird. Kleinere kreisfreie Städte und Kreise von geringerer Flächenausdehnung werden den umgebenden oder benachbarten Kreisen zugeordnet. Die augenblickliche Bevölkerungsverteilung innerhalb der BRD ist der Abb. 6.34

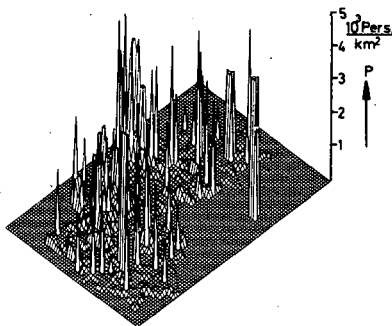


Abb. 6.34: Ortsabhängige Bevölkerungsverteilung in der Bundesrepublik Deutschland

zu entnehmen. Die Besiedlungsdichte bewegt sich zwischen ca. 50 Pers./ km^2 bis zu max. 3600 Pers./ km^2 in einigen Stadtgebieten. Während des Prognosezeitraumes von 100 Jahren wird sowohl die Anzahl der Personen wie ihre Verteilung als konstant angesehen, so daß örtliche Verschiebungen unberücksichtigt bleiben.

In dem vom Gitternetz überspannten Bereich der Bundesrepublik Deutschland befinden sich etwa 55 Mill. Personen, das sind ca. 90% der Gesamtbevölkerung. Die integrierte Bevölkerungsdosis für die Gesamtpopulation von 62 Mill. Personen (die im folgenden ausschließlich angegeben wird), ist durch lineare Extrapolation bestimmt worden.

6.1.5.1.3 Standorte der kerntechnischen Anlagen und ihre Emissionen

Ausgehend von der Energie- und Standortprognose in Kap. 3 und Kap. 4 werden bei den Rechnungen für den gegenwärtigen Zeitpunkt 12 Reaktorstandorte und eine Wiederaufarbeitungsanlage (WAK-Karlsruhe) berücksichtigt. Diese Anzahl steigt mit wachsendem Energiebedarf bis zum Jahre 2070 für den Referenzfall auf ca. 300 Standorte für Reaktoren und 14 für Wiederaufarbeitungsanlagen an, wobei an einigen Standorten mehrere Reaktoren zu installieren sind, um die jeweilige Energienachfrage zu decken. Vereinfachend wird dabei angenommen, daß die zugebauten Blockleistungen für alle Typen einheitlich $1000 \text{ MW}_{\text{el}}$ betragen. Die zu einem bestimmten Zeitpunkt jeweils gewählten Standorte und die mögliche Baufolge der Reaktortypen kann den Abbildungen 4.1, 4.2, 4.3 für den Referenzfall und der Abb. 4.4 für den alternativ untersuchten Fall der Energieerzeugung in Nuklearparks entnommen werden.

Bezüglich der Emissionsraten sind alle Rechnungen unter Berücksichtigung von verschiedenen Abtrenn- und Rückhaltefaktoren durchgeführt worden. Für Reaktoren sind den Rechnungen die in Tab. 5.10 angegebenen Emissionsraten zugrunde gelegt worden. Liegen mehrere Reaktorblöcke an einem einzigen Standort, so wird davon ausgegangen, daß jeder Reaktor die seiner Bauart entsprechende Aktivitätsmenge freisetzt. Die Summe der Einzelaktivitäten soll jedoch über einen gemeinsamen Kamin abgegeben werden. Die für Wiederaufarbeitungsanlagen verwendeten Emissionsraten, die in Abhängigkeit vom Spaltproduktinventar im Brennelement nach einer bestimmten Abkühlzeit und einer von der Brennelement-Art abhängigen Schwermetalldurchsatz in der Anlage bestimmt wurden, sind der Tab. 5.13 zu entnehmen.

6.1.5.2 Ergebnisse

Im folgenden sollen die Ergebnisse der verschiedenen Rechnungen, die ortsabhängige Dosisverteilung, die mittlere Dosis und die

Populationsdosis im einzelnen diskutiert und beschrieben werden. Außerdem werden die Gesamtemissionen aller nuklearen Anlagen und die Beiträge der einzelnen Anlagentypen zur Gesamtemission angegeben. Die kumulativen Wirkungen von mehreren Nukliden auf ein bestimmtes Organ (z. B. Gesamtkörper, Haut u. a.) können aus den Einzelbetrachtungen ermittelt werden und die Anteile der einzelnen Nuklide zur Gesamtbelastung angegeben werden. Daraus lassen sich Rückschlüsse ziehen, welche radioökologische Gewichtigkeit den verschiedenen Nukliden im Hinblick auf Ansätze zu einer Dosisminderung zuzumessen ist. Die Untersuchungen sind meist in der Weise durchgeführt worden, daß zunächst der Istzustand der Umgebungsbelastung unter Berücksichtigung aller relevanten radioaktiven Emittenten festgestellt worden ist. Weiterhin sind die Dosisleistungen angegeben für Zeitpunkte, an denen die gesamte installierte elektrische Kraftwerksleistung - einschließlich der konventionellen Kraftwerke - entsprechend der Prognose (Abb. 3.13) 100, 200 GW usw. beträgt oder der Sättigungswert der installierten elektrischen Leistung von 540 GW erreicht wird.

6.1.5.2.1 Gesamtkörperbelastung durch H 3, Kr 85 und Xe 133

Eine Belastung des Gesamtkörpers ist von den in dieser Studie betrachteten Nukliden durch H 3, einem reinen Betastrahler, der durch Inhalation und Ingestion inkorporiert wird, sowie durch die γ -Strahlung, die beim Zerfall von Kr 85 und Xe 133 freigesetzt wird (Abb. 2.1), zu erwarten. Ein Beitrag zur Gesamtkörperbelastung durch die beim Zerfall der beiden Edelgase entstehende β -Strahlung kann außer Betracht bleiben, da ihre Eindringtiefe im Gewebe klein ist [Bo 74.2].

Die Abschätzungen der potentiellen Emissionsraten aus den verschiedenen nuklearen Anlagen (Tab. 5.10 und Tab. 5.13) lassen erkennen, daß aus radioökologischer Sicht H 3 und Kr 85 nur in Wiederaufarbeitungsanlagen durch besondere chemische oder physikalische Verfahren zurückgehalten werden müssen. In der Untersuchung soll deshalb der Fall einer vollständigen Freisetzung des Spaltproduktinventars aus WAA einer möglichen Rückhaltung von 90% (Rückhaltefaktor $RF = 10$) bzw. 99% ($RF = 100$) in Wiederaufarbeitungsanlagen gegenübergestellt werden. Der Fall der 99%-igen Rückhaltung von H 3 und Kr 85 aus WAA und Emissionen aus Kernreaktoren entsprechend Tab. 5.10 wird darüber hinaus detaillierter untersucht.

Die ortsabhängige Gesamtkörperdosis für die letztgenannten Emissionsbedingungen und die Standortprognose gemäß Kap. 3 und Kap. 4 ist den Isoplethendarstellungen in den Abbildungen 6.17 a - e zu entnehmen. Es fällt auf, daß die Isolinien im Jahre 1982

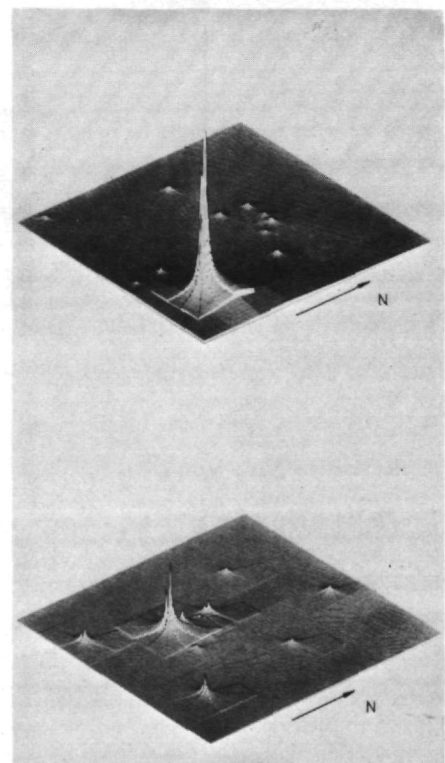
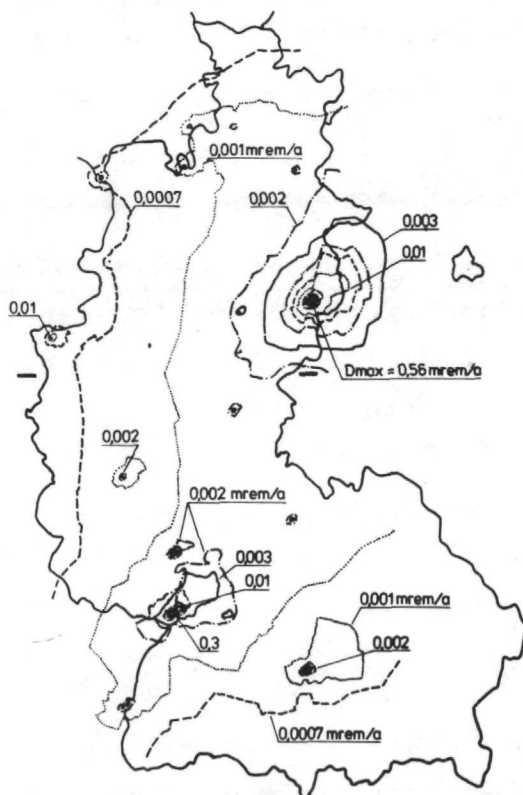


Abb. 6.17a: Gesamtkörperbelastung durch H-3, Kr-85 und Xe-133 bei einer Kraftwerksleistung von 100 GW (etwa 1982)

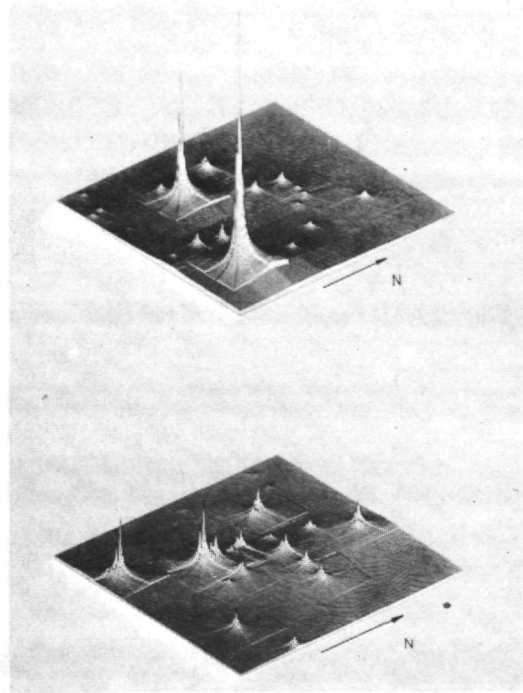
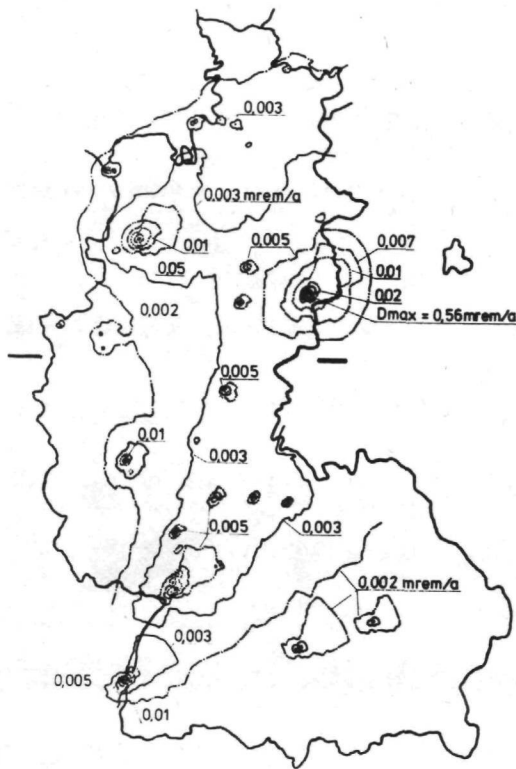


Abb. 6.17b: Gesamtkörperbelastung durch H-3, Kr-85 und Xe-133 bei einer Kraftwerksleistung von 200 GW (etwa 1990)

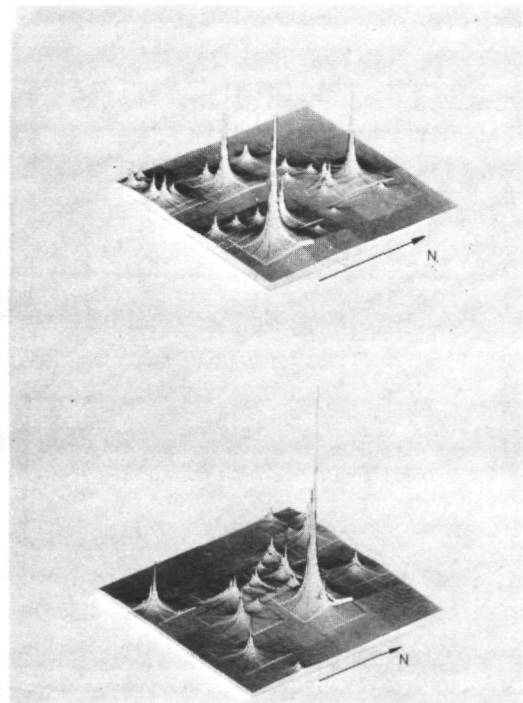
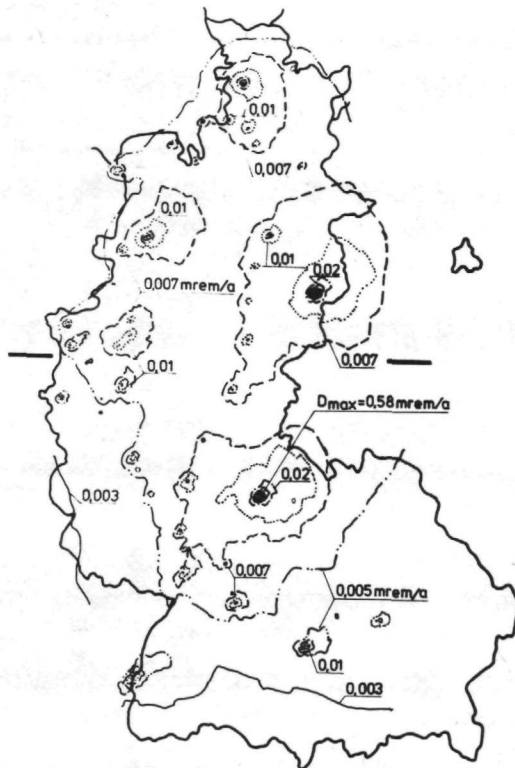


Abb. 6.17c: Gesamtkörperbelastung durch H-3, Kr-85 und Xe-133 bei einer Kraftwerksleistung von 300 GW (etwa 2000)

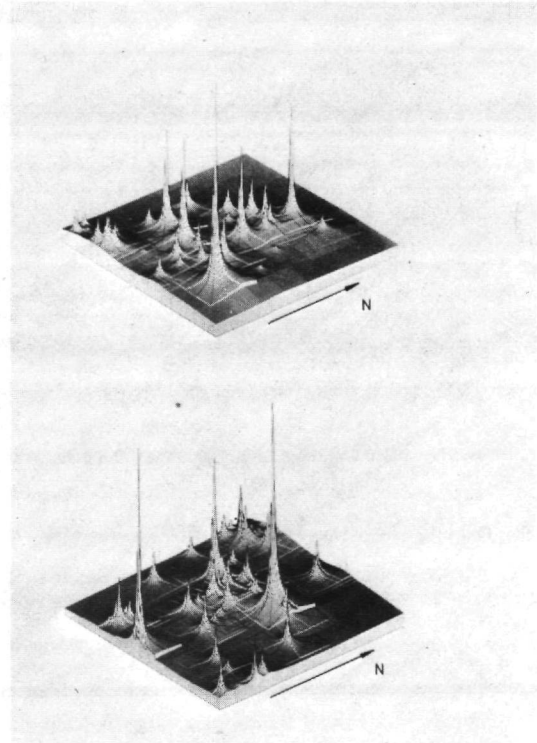
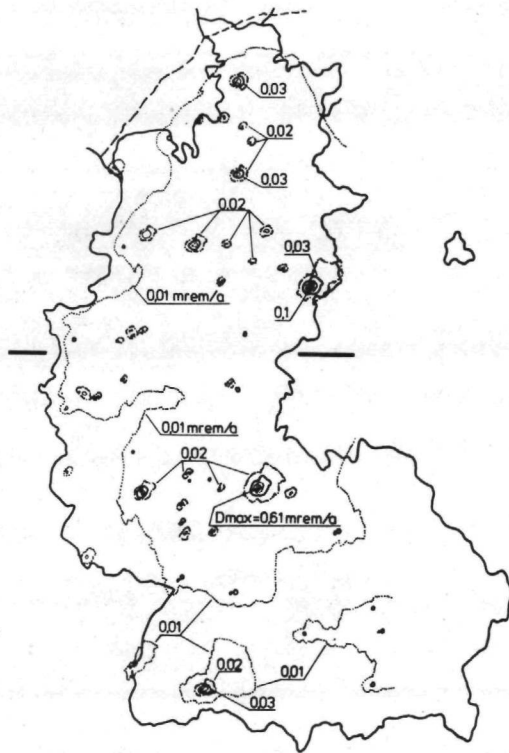


Abb.6.17d: Gesamtkörperbelastung durch H-3, Kr-85 und Xe-133 bei einer Kraftwerksleistung von 400 GW (etwa 2020)

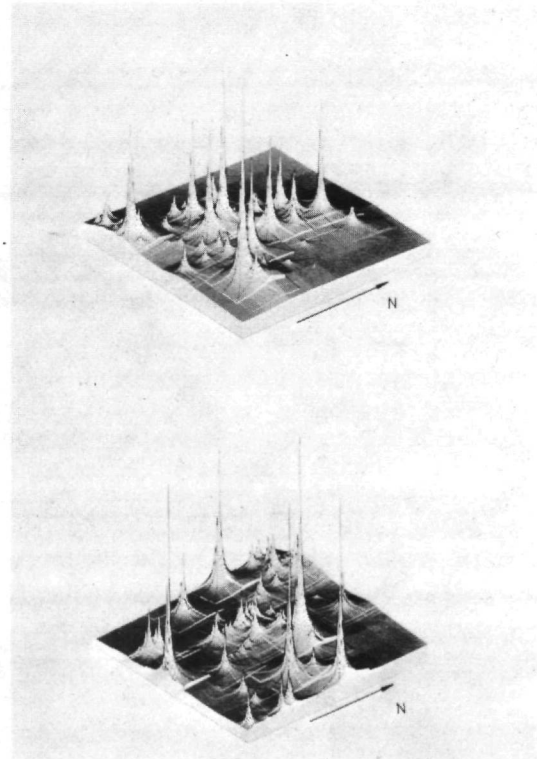
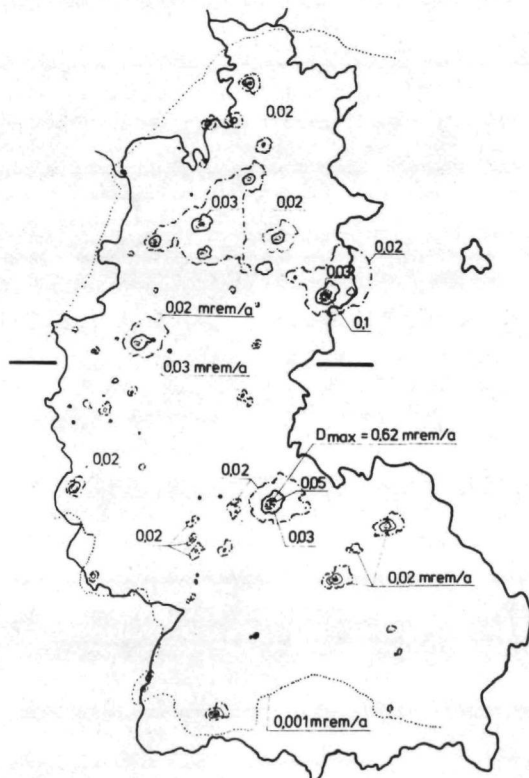


Abb.6.17e: Gesamtkörperbelastung durch H-3, Kr-85 und Xe-133 bei einer Kraftwerksleistung von 540 GW (etwa 2070)

(100 GW) am stärksten durch zwei Emittenten, nämlich Wiederaufarbeitungsanlagen geprägt sind, von denen sich eine aufgrund der Prognose in Norddeutschland, die andere in Süddeutschland (WAK-Karlsruhe) befindet. Die übrigen Emittenten, hauptsächlich Reaktoren mit wesentlich geringeren Emissionsraten, treten demgegenüber weniger ausgeprägt hervor, selbst dort nicht, wo einige Anlagen gehäuft auftreten, wie an der Nordseeküste oder im Oberrheingraben.

Zum nächsten Zeitpunkt, nämlich 1990 (entsprechend einer installierten elektrischen Kraftwerksleistung - konventionell und nuklear - von insgesamt 200 GW) zeigen die Darstellungen neben den wenigen herausragenden Maximalwerten um WAA eine größere Anzahl in ihrem Niveau etwa gleichartige Spitzenwerte, da laut Prognose ein wachsender Zubau von schnellen Brutreaktoren mit entsprechendem Emissionscharakteristikum (Tab. 5.10) zu erwarten ist. Als wesentliches Merkmal bleibt jedoch bestehen, daß die Maximalwerte nach wie vor in der Umgebung von WAA anzutreffen sind. Zudem wird deutlich, daß Dosisisoplethen - siehe z. B. 0,01 mrem/a-Linie -, die 1982 nur sehr begrenzte Bereiche umfassen, inzwischen größere Gebiete umschließen. Diese Entwicklung, daß anfänglich bestimmte Dosen nur sehr lokal auftreten, später aber große Gebiete oder gar die Bundesrepublik Deutschland umfassen, setzt sich über den gesamten Prognosezeitraum fort. Weiterhin kann festgestellt werden, daß die Differenz zwischen Maximal- und Minimalwerten zum heutigen Zeitpunkt etwa 3 Dekaden beträgt. Diese Spannweite geht jedoch im Laufe der Zeit auf fast 1 Dekade zurück, da sich mit wachsender Anzahl der Emittenten der mittlere Abstand zwischen ihnen verringert. Die Auswirkungen der Konzentration von mehreren Quellen auf engem Raum, tritt besonders anschaulich im Ruhrgebiet hervor, das nach der Prognose im Jahre 2070 eine besonders hohe Kraftwerksdichte aufweist (siehe insbesondere die dreidimensionalen Darstellungen Abb. 6.17 c - d).

Als gemeinsames Merkmal aller Darstellungen (Abb. 6.17 a-e) erweist sich der Abfall der Dosisleistung an den Landesgrenzen

der Bundesrepublik Deutschland. Dies resultiert eindeutig aus der Vernachlässigung der radioaktiven Quellen in den Nachbarländern. Die quantitative Erfassung der Beiträge der Nachbarstaaten zur Umgebungsbelastung kann in der vorliegenden Studie noch nicht angegeben werden. Als ersten Anhaltspunkt kann man jedoch davon ausgehen, daß sich die angegebenen Dosen um etwa 20% vergrößern, wie dies in der UMRB-Studie [Wa73.1] für eine ähnliche Fragestellung, aber in einem anders strukturiertem Gebiet, festgestellt wurde.

Als Maßstab für die zeitliche Zunahme der Strahlendosis läßt sich aus der vorab erwähnten örtlichen Verteilung entsprechend Gl. (6.23) die flächengemittelte Dosis angeben. Die Abb. 6.18

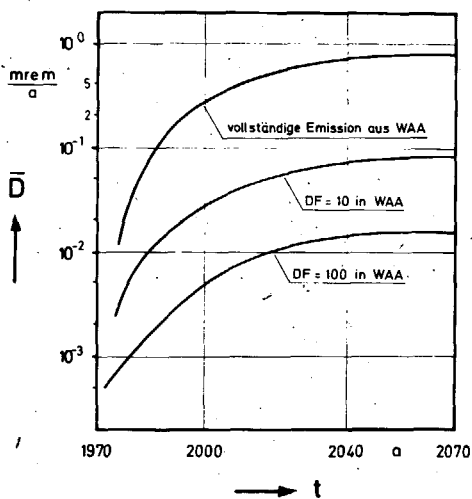


Abb. 6.18: Zeitabhängige mittlere Gesamtkörperdosis durch radioaktive Abluft für verschiedene Rückhaltefaktoren (RF) in Wiederaufarbeitungsanlagen (WAA)

zeigt diese Ergebnisse für unterschiedliche Emissionsbedingungen. Danach ergibt sich gegenwärtig ein Wert von kleiner als 0,001 mrem/a, wobei für die emissionsstärkste Anlage die WAK-Karlsruhe eine H 3 Emissionsrate von 5000 Ci/a [Hü 72.1] und für Kr 85 von 68000 Ci/a [Ki 73] über die Abluft angenommen wurde, während Xe 133 Abgabe aufgrund der langen BE-Abkühlzeit vernachlässigt werden kann. Die entsprechenden maximalen Ganzkörperbelastungen durch H Kr 85 und Xe 133 (in der Umgebung der WAK-Karlsruhe) ergeben sich rechnerisch zu

$$D_{\max} = 0.33 \text{ mrem/a.}$$

Bei einer zukünftigen vollständigen Emission von H 3 aus Wiederaufarbeitungsanlagen wächst die gemittelte Dosis bis zum Jahre 2070 auf fast 1 mrem/a an. Dies bedeutet, daß Maximalwerte für den Gesamtkörper 50 - 100 mrem/a in unmittelbarer Umgebung dieser Anlagen erreicht werden. Bei entsprechenden Abscheidegraden, besonders für H 3 u. Kr 85 in WAA, kann die mittlere Belastung jedoch auch zukünftig kleiner als 0.02 mrem/a bzw. 0.1 mrem/a gehalten werden, Abb. 6.18. Im Gegensatz zu der starken Zunahme der mittleren Dosis stellt man fest, daß die zu der unteren Kurve korrespondierenden Dosis-Maximalwerte lediglich

von 0.33 mrem/a auf etwa 0.76 mrem/a ansteigen. Für die mittleren Dosen ergeben sich also erheblich stärkere Anstiege, als dies für die jeweiligen Maximalwerte zu erwarten ist. Dies bedeutet, daß wesentliche Überlagerungseffekte der Dosismaxima ausgeschlossen sind, da die Emittenten mit den größten Emissionsraten, also WAA, erhebliche Abstände aufweisen. Nicht auszuschließen sind jedoch Überlagerungen in Gebieten mit hoher Kraftwerksdichte. Aufgrund der im allgemeinen deutlich niedrigeren Emissionsraten von Reaktoren gegenüber WAA, sind die Maximaldosen um Reaktoren jedoch kleiner als die Werte, die in der Umgebung von WAA erwartet werden können. Die für eine Abschätzung der Strahlenwirkungen geeignetere Angabe der Bevölkerungsdosis - für 62 Mill. Einwohner - ist der Abb. 6.19 zu entnehmen. Beide

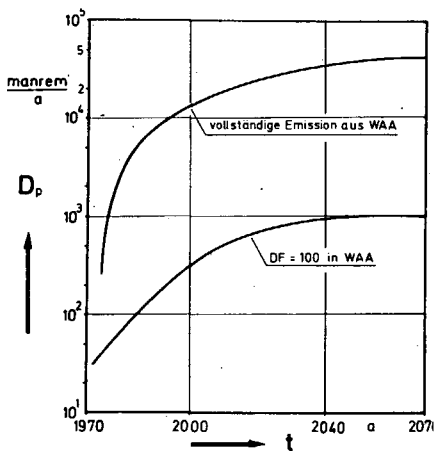


Abb. 6.19: Zeitabhängige Bevölkerungsdosis (Gesamtkörper) durch radioaktive Abluft für verschiedene Rückhaltefaktoren (RF) in Wiederaufarbeitungsanlagen (WAA)

Kurven korrespondieren bezüglich der Rückhaltebedingungen zu Abb. 6.18, wo eine

Abtrennung in WAA von 90 bzw. 99% vorausgesetzt wird. 1974 liegt die integrierte Gesamtkörperdosis bei 35 manrem/a. Je nach Größe der Rückhaltefaktoren ist bis zum Jahre 2070 eine Zunahme auf ca. 1025 manrem/a bzw. 5548 manrem/a zu erwarten. Dies bedeutet eine Vervielfachung gegenüber heute um einen Faktor von etwa 30 bzw. ca. 160.

Die jeweiligen Anteile der untersuchten Nuklide zur Bevölkerungsdosis zeigt die Abb. 6.20. Die Untersuchung läßt erkennen, daß

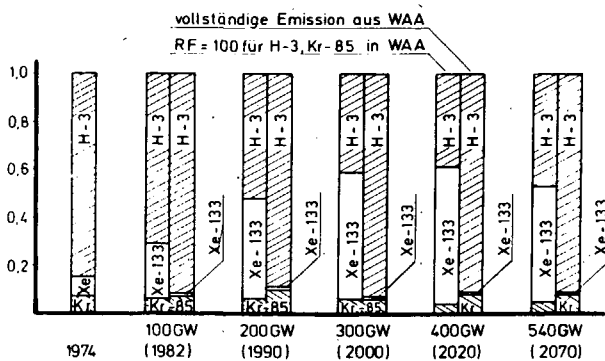


Abb. 6.20: Beiträge der Nuklide H-3, Kr-85 und Xe-133 zur Bevölkerungsdosis (Gesamtkörper) durch radioaktive Abluft in Abhängigkeit von der Zeit

der größte Anteil der Dosis durch H 3 verursacht wird. Bei vollständiger Emission des Spaltproduktinventars aus WAA bleibt der hohe Dosisanteil dieses Nuklids über den gesamten Prognosezeitraum erhalten. Wird dagegen eine 99%-ige Rückhaltung in WAA vorausgesetzt, so sind Xe 133 und H 3 in ihrer radioökologischen Bedeutung im Laufe der Zeit aus lokaler Sicht

als gleichgewichtig anzusehen (vergl. Abb. 6.20), während Kr 85 zur Gesamtkörperdosis über den Erstbelastungsweg nur unbedeutende Beiträge liefert.

6.1.5.2.2 Hautbelastung durch Kr 85, Xe 133 und H 3

Die Hautbelastung erfolgt in erster Linie durch direkte γ - und β -Strahlung aus der Abluftfahne durch die luftgetragenen Nuklide Kr 85, Xe 133 und H 3 sowie durch das im Körpergewebe homogen verteilt angenommene H 3, das über den Inhalations- und Ingestionspfad in den Körper gelangt. Wegen der energiebedingten geringen Reichweite der β -Partikel in Luft und Gewebe, kann eine Strahlenexposition der tiefer als etwa 1 mm liegender Gewebeteile und Organe außer Betracht bleiben [Bo 74.2].

Die aus der Emission der genannten Nuklide resultierende Strahlenbelastung der Haut soll im folgenden für verschiedene Emissionsbedingungen untersucht werden. Alternativ zu einer vollständigen Freisetzung aller drei Nuklide (Kr 85, Xe 133, H 3) aus Wiederaufarbeitungsanlagen, wird in den Betrachtungen von einer 99%-igen (RF = 100) Rückhaltung in Wiederaufarbeitungsanlagen sowohl für H 3 als auch für Kr 85 ausgegangen. Xe 133 wird aus Wiederaufarbeitungsanlagen wegen der angenommenen Abkühlzeit von 180 d nur in vernachlässigbaren Mengen emittiert. Für Kernreaktoren werden den Rechnungen die in Tab. 5.10 angegebenen Emissionsraten zugrunde gelegt.

Die ortsabhängige Hautdosis für den Fall einer 99%-igen Rückhaltung von H 3 und Kr 85 in Wiederaufarbeitungsanlagen, dargestellt in den Abbildungen 6.21 a-e, zeigt anfangs in ihrem Verlaufe erwartungsgemäß eine gewisse Ähnlichkeit zu den schon beschriebenen Isolinien für die Gesamtkörperdosis, weil die WAA mit ihren hohen Emissionsraten den Isoplethenverlauf im wesentlichen festlegen. Die dreidimensionale Darstellung veranschaulicht diese Tatsache am deutlichsten. Für die Randeffekte und die Spannweite des Wertebereiches der Hautbelastung gilt das bereits im vorhergehenden Kapitel Ausgeführte. Betrachtet man die mittlere Hautdosis in

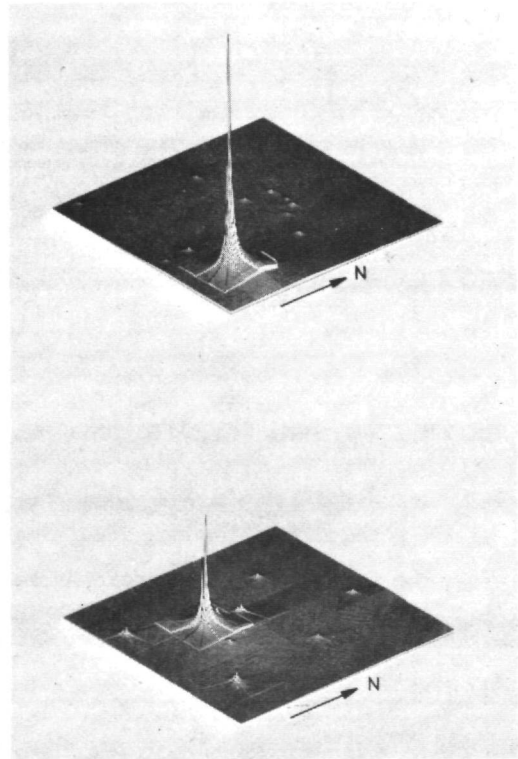
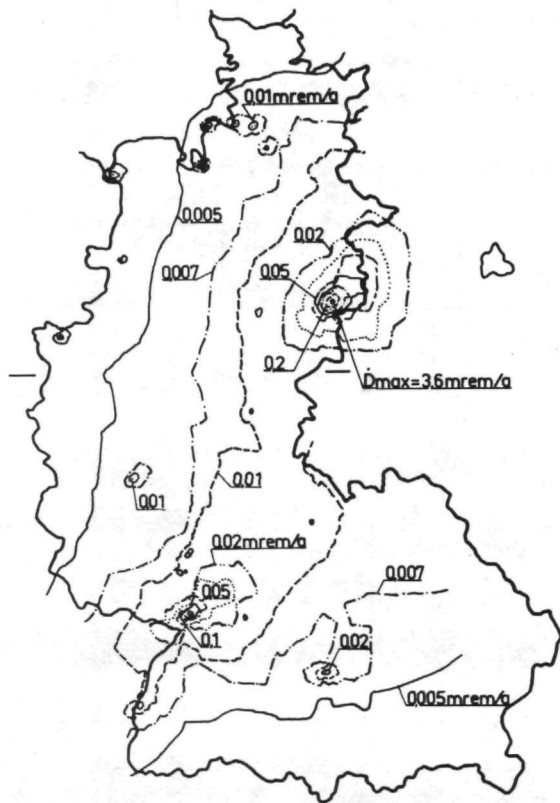


Abb. 6.21 a: Hautbelastung durch Kr-85, Xe-133 und H-3 bei einer Kraftwerksleistung von 100 GW (etwa 1982)

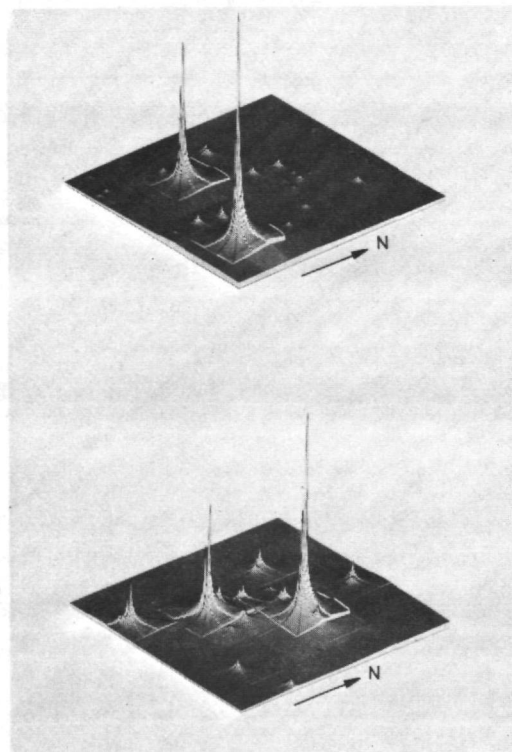
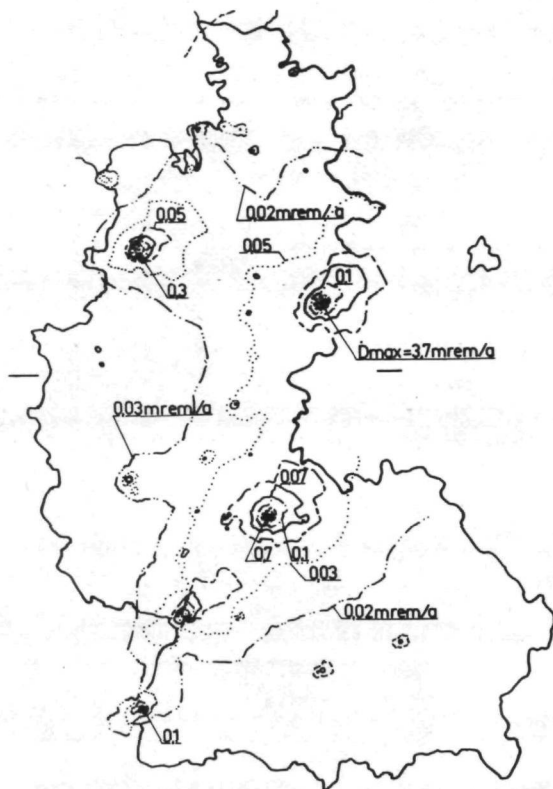


Abb. 6.21 b: Hautbelastung durch Kr-85, Xe-133 und H-3 bei einer Kraftwerksleistung von 200 GW (etwa 1990)

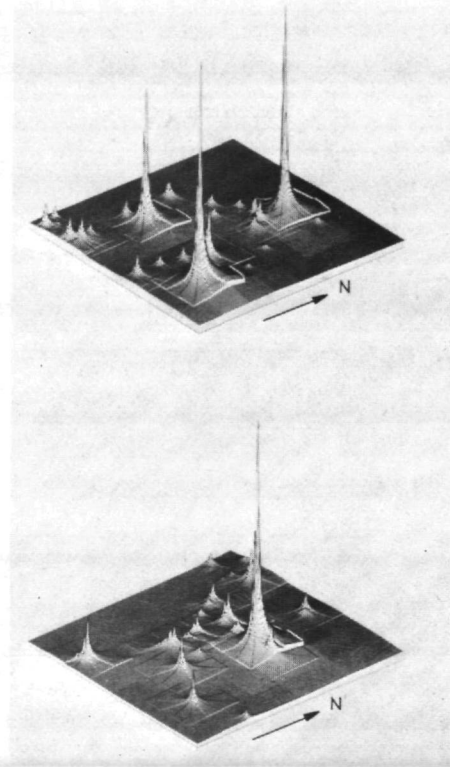
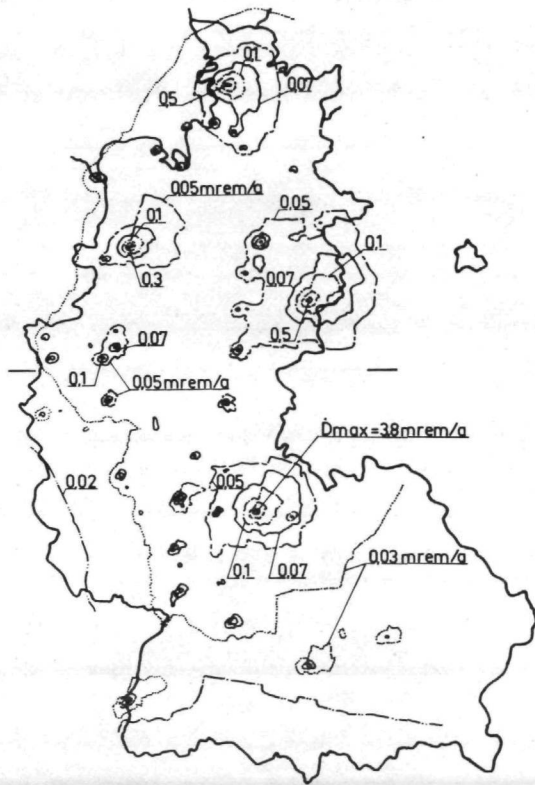


Abb. 6.21 c: Hautbelastung durch Kr-85, Xe-133 und H-3 bei einer Kraftwerksleistung von 300 GW (etwa 2000)

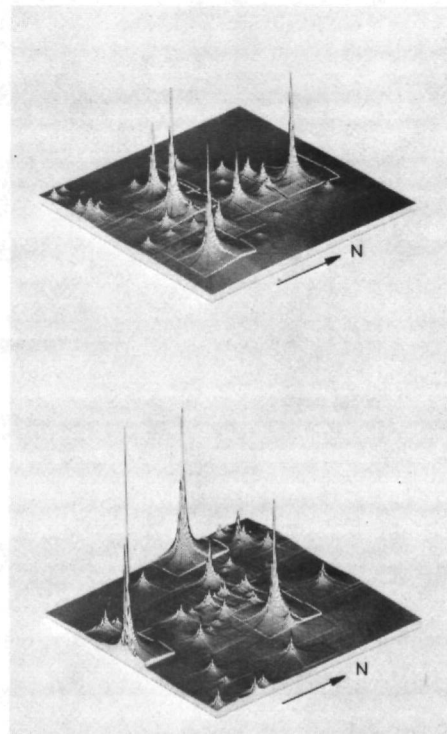


Abb. 6.21 d: Hautbelastung durch Kr-85, Xe-133 und H-3 bei einer Kraftwerksleistung von 400 GW (etwa 2020)

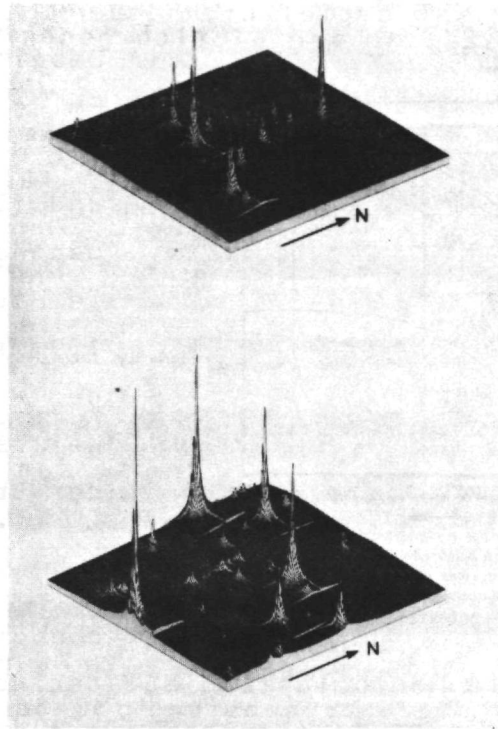
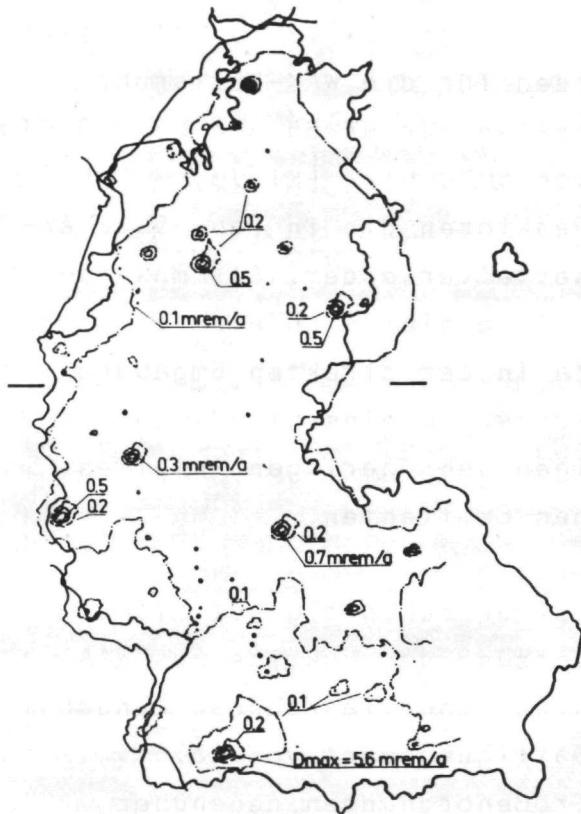


Abb.6.21 e: Hautbelastung durch Kr-85,Xe-133 und H-3 bei einer Kraftwerksleistung von 540 GW (etwa 2070)

Abb. 6.22, so ergibt sich gegenwärtig ein Wert von von 0,004 mrem/a.

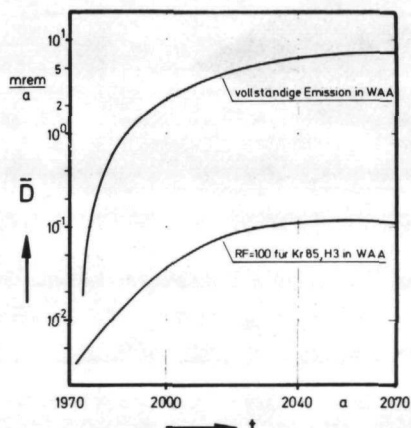


Abb. 6.22: Zeitabhängige mittlere Hautdosis durch radioaktive Abluft für verschiedene Rückhaltefaktoren (RF) in Wiederaufarbeitungsanlagen (WAA)

Dabei werden für die WAK-Karlsruhe Emissionsraten für Kr 85 von 68 000 Ci/a, für H 3 von 5000 Ci/a [Ki 73, Hü 72.1] und für Reaktoren die in Tab. 5.10 angegebenen Werte verwendet. Als maximale Hautdosis ergibt sich ein Wert von 1,9 mrem/a in der direkten Umgebung der WAK-Karlsruhe einschließlich des weiträumigen sehr geringen Anteiles der übrigen Emittenten.

Im Falle einer zukünftig vollständigen Freisetzung der Nuklide aus WAA

steigt die Hautbelastung auf der Basis der Energieprognose zunächst sehr rasch an und erreicht mit einem Sättigungswert von ca. 8 mrem/a einen Anstieg um mehr als 3 Größenordnungen gegenüber den heutigen Verhältnissen. Die entsprechenden Maximalwerte belaufen sich dann auf 400 - 700 mrem/a in der Umgebung von WAA bei 100 m Emissionshöhe. Diese Zahlen lassen erkennen, daß geeignete Rückhalteeinrichtungen unumgänglich sind. Kommen Abtrennanlagen für Kr 85 und H 3 mit Abtrennfaktoren von 99% (DF = 100) in Wiederaufarbeitungsanlagen zum Einsatz, so lassen sich die Hautbelastungen erheblich herabsetzen (Abb. 6.22 untere Kurve). Mit den angegebenen Rückhaltefaktoren kann auch zukünftig eine mittlere Hautbelastung von kleiner als 0.1 mrem/a eingehalten werden. Die korrespondierenden maximalen Hautdosen steigen dann im Laufe der Zeit nur leicht an und liegen heute bei 1,9 mrem/a, im Jahre 2070 bei etwa 6 mrem/a.

Die Bevölkerungsdosis, als ein Maß der biologischen Gefährdung, ist für beide betrachteten Fälle in Abb. 6.23 angegeben. Gegenwärtig ist demnach die integrierte Hautdosis etwa 266 manrem/a. Mit fortschreitender Anwendung der Kerntechnik ergeben sich im Falle der vollständigen Freisetzung aus Wiederaufarbeitungsanlagen Werte in der Größenordnung von $4 \cdot 10^5$ manrem/a. Im an-

deren Falle, bei 99%-iger Rückhaltung in WAA, kann der Wert für die Hautbelastung auf 7200 manrem/a vermindert werden. Dies bedeutet eine Vervielfachung von etwa 30 gegenüber dem gegenwärtigen Stand.

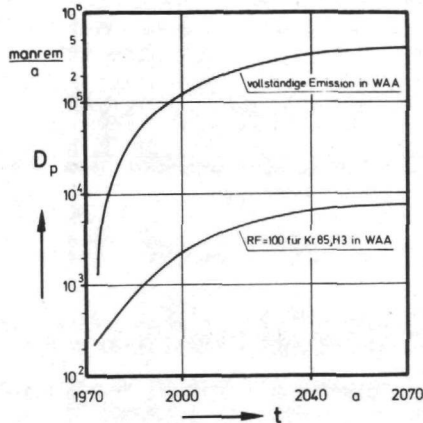


Abb. 6.23: Zeitabhängige Bevölkerungsdosis (Haut) durch radioaktive Abluft für verschiedene Rückhaltefaktoren (RF) in Wiederaufarbeitungsanlagen (WAA)

Vergleicht man die Anteile (Abb. 6.24), die die einzelnen Nuklide zur integrierten Hautdosis beitragen, so stellt Kr 85 im gesamten Prognosezeitraum den größten Anteil. Im Falle vollständiger Freisetzung ist der Kr 85-Beitrag durchweg größer als 80%. Bei entsprechender Abtrennung verschieben

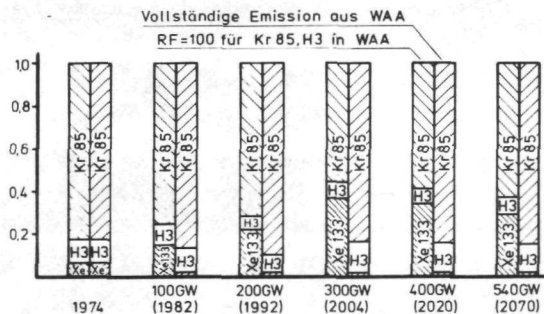


Abb. 6.24: Beiträge der Nuklide Kr 85, Xe 133 und H3 zur Bevölkerungsdosis (Haut) durch radioaktive Abluft in Abhängigkeit von der Zeit

sich die Verhältnisse mehr in Richtung einer geringeren Wichtigkeit von Kr 85, gleichwohl geht der Anteil nicht unter 55%. Xe 133 tritt verstärkt in den Vordergrund mit Einführung der Brüter-Generation (Abb. 3.13 und Tab. 5.10), mit Beiträgen zwischen gegenwärtig 6% bis zu 25% im Jahre 2070. H 3 ist und bleibt bei entsprechender Abtrennung für die Haut-

belastung von untergeordneter Bedeutung im Vergleich zu den beiden Edelgasen Kr 85 und Xe 133.

6.1.5.2.3 Schilddrüsenbelastung von Kleinkindern durch J 131 und J 129

Die Schilddrüsendosis von Kleinkindern (0,5 a) wird auf der Basis des bekannten Weide-Kuh-Milch-Pfades, einer Belastungskette, die als sehr pessimistisch anzusehen ist, ermittelt. Die Ergebnisse können daher nur als oberste Grenzwerte verstanden werden,

die in der Folge des Ausbaues der Kerntechnik zu erwarten sind. Die Ermittlung eines realistischen Mittelwertes, der in jedem Falle niedriger liegen würde, ist zurzeit mangels geeigneter Daten über Verhaltens- und Konsumgewohnheiten, Einzugs- und Verteilungsgebiete von Nahrungsmitteln u. a. nicht möglich.

Als abgabenintensivste Emittenten für J 131 erweisen sich neben den LWR vor allem die Wiederaufarbeitungsanlagen. J 129 wird dagegen praktisch ausschließlich aus WAA freigesetzt. Daraus folgt, daß die Standorte der LWR und der WAA den Iso-plethenverlauf der Schilddrüsendosis bestimmen. Eine zusammenfassende Darstellung der ortsabhängigen Dosis zeigen die Abb. 6.25 a-e, wobei sowohl für J 131 als auch für J 129 eine

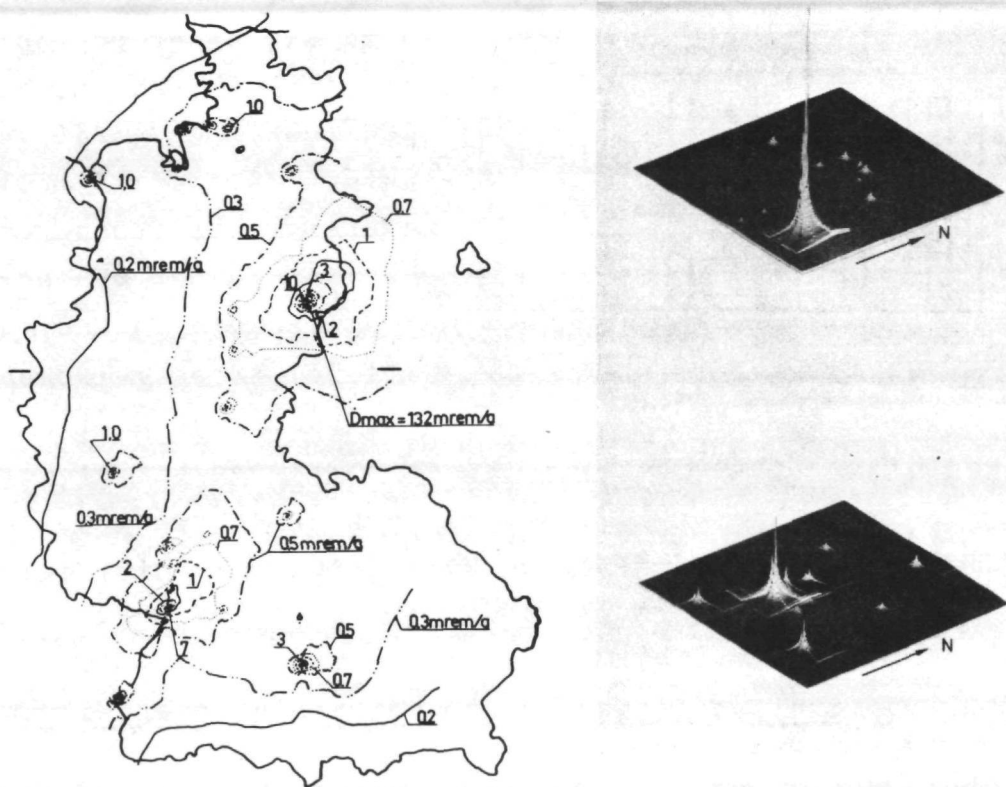


Abb. 6.25 a: Schilddrüsenbelastung von Kindern (0,5a) durch J-131 und J-129 bei einer installierten Kraftwerksleistung von 100. GW (etwa 1982)

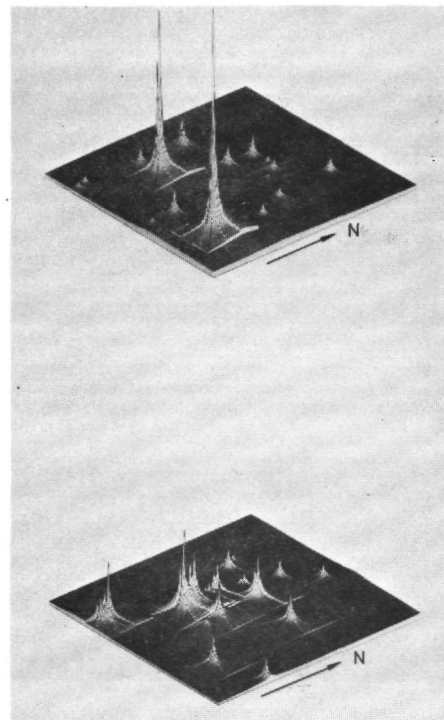
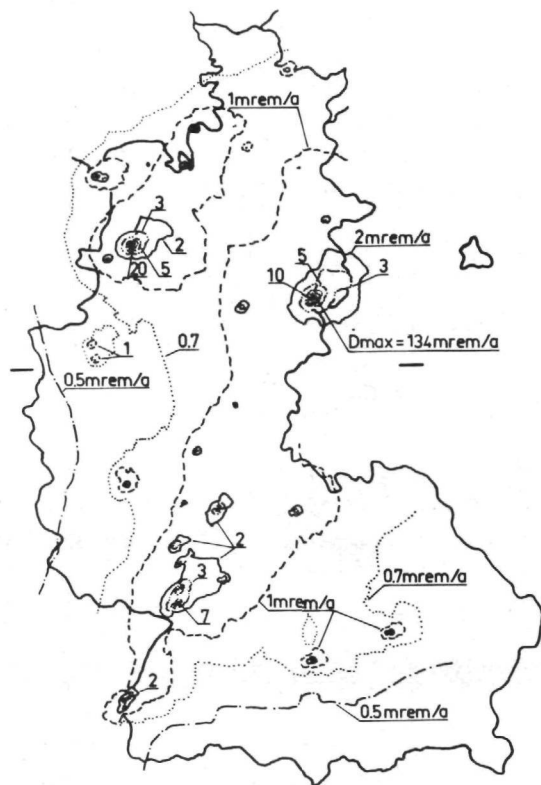


Abb. 6.25b: Schilddrüsenbelastung von Kindern (0,5a) durch J-131 und J-129 bei einer installierten Kraftwerksleistung von 200 GW (etwa 1990)

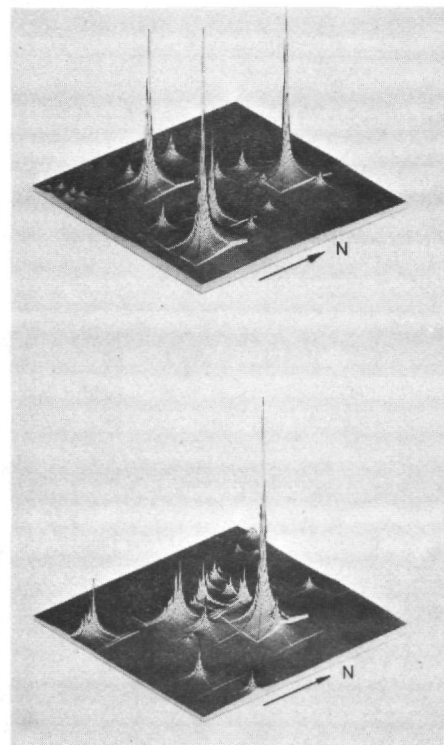


Abb. 6.25c: Schilddrüsenbelastung von Kindern (0,5a) durch J-131 und J-129 bei einer installierten Kraftwerksleistung von 300GW (etwa 2000)

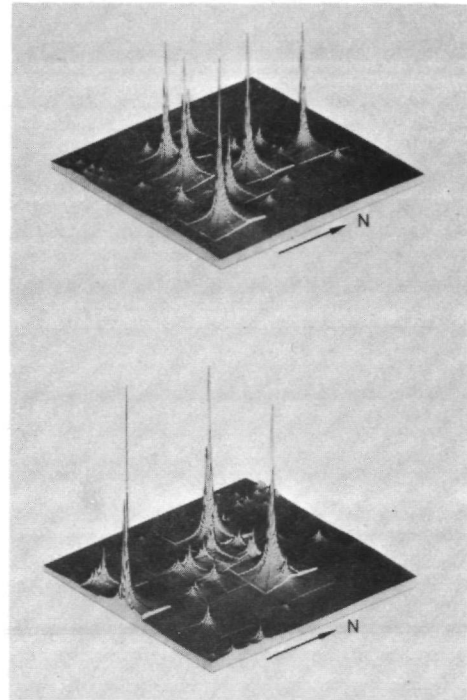


Abb. 6.25d: Schilddrüsenbelastung von Kindern (0,5a) durch J-131 und J-129 bei einer installierten Kraftwerksleistung von 400 GW (etwa 2020)

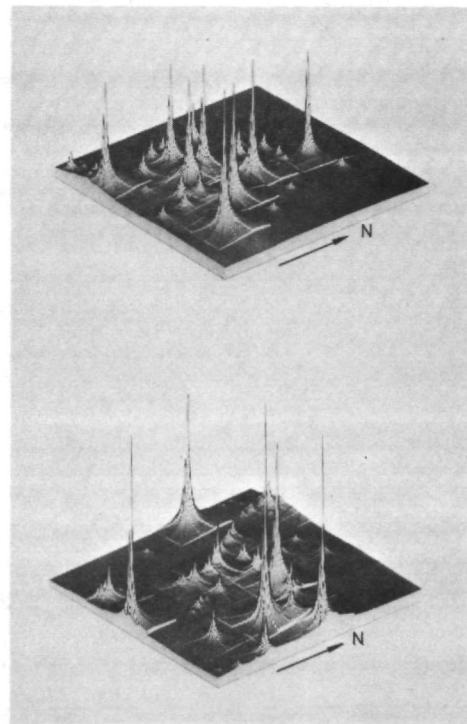


Abb. 6.25e: Schilddrüsenbelastung von Kindern (0,5a) durch J-131 und J-129 bei einer installierten Kraftwerksleistung von 540 GW (etwa 2070)

99%-ige Rückhaltung (RF = 100) in Wiederaufarbeitungsanlagen angenommen wird. Die aus Reaktoren emittierten Aktivitätsmengen sind Tab. 5.10 zu entnehmen. Man erkennt, daß unter diesen Bedingungen Schilddrüsenbelastungen von Kleinkindern bis zu 130 mrem/a im Jahre 1982 bzw. 160 mrem/a im Jahre 2070 in der Umgebung von WAA auftreten können. In der Umgebung von Reaktoren (Einzelanlage) bleiben die Dosen jedoch meist unter 10 mrem/a. Wird bei den Betrachtungen eine 99,8%-ige (RF = 500) Rückhaltung zugrunde gelegt, so reduzieren sich die Maximalwerte um WAA auf etwa 30-50 mrem/a.

Die aus der ortsabhängigen Verteilung abgeleitete mittlere Schilddrüsenbelastung ist aus Abb. 6.26 für verschiedene

Rückhaltebedingungen zu ersehen. Sie liegt gegenwärtig bei etwa 0,1 mrem/a in der Bundesrepublik Deutschland, hauptsächlich durch J 129 Emissionen der WAK-Karlsruhe, deren Durchsatz zu 25 t/a (Nutzungsfaktor = 50%) angenommen wird, sowie durch J 131-Emissionen aus den zurzeit in Betrieb befindlichen LWR-Reaktoren. (Für die WAK kann bezüglich J 131 eine Null-Emission vorausgesetzt werden, da zurzeit überwiegend Brennstoff mit langer Abkühlzeit verarbeitet wird).

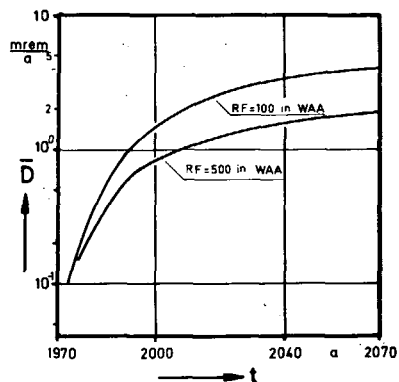


Abb. 6.26: Zeitabhängige mittlere Schilddrüsendosis (Kleinkinder 0,5 a) durch radioaktive Abluft für verschiedene Rückhaltefaktoren (RF) in Wiederaufarbeitungsanlagen (WAA)

Bis zum Jahre 2000 ist in beiden betrachteten Fällen mit einem stetigen Anstieg der mittleren Schilddrüsen-Dosis zu rechnen. Danach ist die Zunahme nur noch verhältnismäßig gering und erreicht mit 4 mrem/a bei 99%-iger bzw. 2 mrem/a bei 99,8%-iger Rückhaltung in WAA im Jahre 2070 ihren Endwert.

Die Angabe einer integrierten Schilddrüsendosis für die Gesamtpopulation der Bundesrepublik Deutschland ist in diesem

Zusammenhang nicht zweckmäßig, da die gemachten Angaben nur für Kleinkinder gelten, deren Anteil an der Gesamtbevölkerung aber gering ist. Für den übrigen Teil der Bevölkerung gelten jedoch andere Lebens- und Konsumgewohnheiten, die im Rahmen dieser Arbeit nicht im einzelnen berücksichtigt werden konnten.

6.1.5.2.4 Einfluß von Nuklearparks auf die Umgebungsbelastung

Alternativ zum Referenzfall der Standortprognose, die Energie möglichst verbrauchsnah durch Einzelkraftwerke zu erzeugen, sind in Kap. 4.1.2 auch Standorte für Nuklearparks diskutiert worden. Die möglichen Auswirkungen dieses Standortkonzeptes sollen im folgenden eingehender betrachtet werden.

In den vorangegangenen Überlegungen für Einzelstandorte erwies sich Kr 85 als ein Nuklid, das die höchsten Beiträge zur Bevölkerungsdosis liefert. Die Betrachtungen über den Einfluß von Nuklearparks sollen daher zunächst auf dieses Nuklid beschränkt werden. Den Berechnungen werden die gleichen auf 1000 MW_{el} bezogenen spezifischen Reaktor-Emissionsraten zugrunde gelegt (Tab. 5.10), die auch für Einzelstandorte verwendet wurden. Daraus ergibt sich, daß bei gleicher installierter Leistung auch die gleichen Gesamtaktivitätsmengen abgegeben werden. Bezüglich der WAA soll in dieser Untersuchung von den Standorten der gleichen Baugröße und Baufolge ausgegangen werden, die dem Referenzfall (Einzelstandorte) zugrunde gelegt worden sind.

Bis zum Jahre 1987 wird die Energieerzeugung nach der Prognose ausschließlich durch Einzelanlagen mit einer Baugröße von etwa 1000 MW_{el} erzeugt werden. Danach soll der Reaktorzubau jedoch nur noch in Form von Nuklearparks mit etwa 10 GW_{el} installierter Leistung erfolgen. Ab dem Jahre 2000 sollen die Baueinheiten 30 GW_{el} umfassen, nach 2020 sogar 50 GW_{el}.

Die Ergebnisse für eine 99%-ige ($DF = 100$) Rückhaltung von Kr 85 aus WAA und der Routineemission gemäß Tab. 5.10 aus Reaktoren bzw. Nuklearparks sind der Abb. 6.27 zu entnehmen.

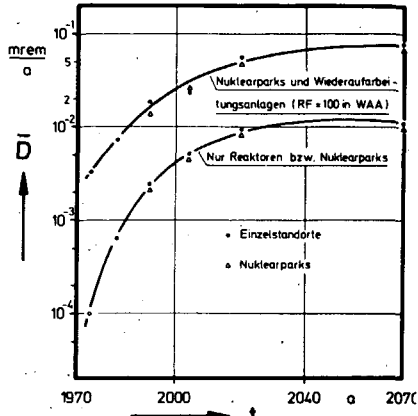


Abb. 6.27: Vergleich der zeitabhängigen mittleren Hautdosis durch Kr-85 aus nuklearen Anlagen für Einzelstandorte und Nuklearparks

Es zeigt sich, daß die mittlere Belastung \bar{D} für Nuklearparks nahezu identisch der mittleren Dosis ist, die sich für Einzelstandorte ergibt. Das gleiche Ergebnis läßt sich zeigen, wenn man Wiederaufarbeitungsanlagen außer Betracht läßt und nur die Reaktoremissionen berücksichtigt (untere Kurve der Abb. 6.27). Die mittlere Dosis ist also eindeutig mit der Gesamtemissionsrate korreliert. Nur wenn diese reduziert werden kann,

ist demnach eine Abnahme der mittleren Dosis zu erwarten.

Ein ähnliches Bild vermittelt die Darstellung der integrierten Hautdosis (Abb. 6.28), die durch Kr 85 hervorgerufen wird. Dort ist für beide Fallstudien nur eine geringe Herabsetzung der Bevölkerungsdosis durch das Nuklearpark-Konzept festzustellen. Die Untersuchung deutet aber darauf hin, daß eine Minimierung der integrierten Bevölkerungsdosis durch entsprechende Standortwahl für Nuklearparks im Bereich des Möglichen liegt. In welchem Umfang die Reduzierung der Strahlenbelastung liegt, kann zurzeit noch nicht im einzelnen gesagt werden. Ebenso bleibt offen, ob diese Forderung mit ökonomischen und technischen Erwägungen in Einklang gebracht werden kann.

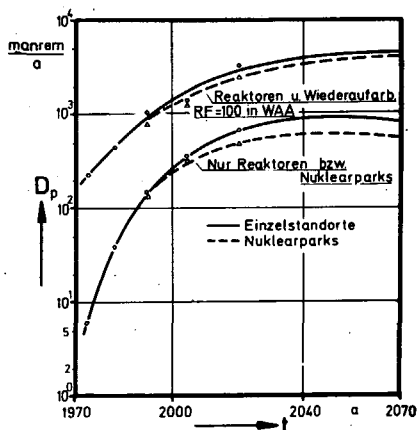


Abb. 6.28: Vergleich der zeitabhängigen Bevölkerungsdosis (Haut) durch Kr 85 aus nuklearen Anlagen für Einzelstandorte und Nuklearparks

6.1.5.2.5 Herkunft und Menge der insgesamt abgegebenen Aktivitäten mit der Abluft

Im folgenden sollen kurz die Gesamtemissionen der einzelnen Nuklide über die Abluft und die Anteile der verschiedenen Reaktoren und WAA zur Gesamtemission beschrieben werden. Aus dieser Betrachtung und den Strahlenbelastungen lassen sich dann Rückschlüsse ziehen, wo evtl. Ansatzpunkte zu einer Herabsetzung der bereits angegebenen Strahlenbelastungen liegen.

Die Abb. 6.29 zeigt die absoluten jährlichen Emissionsraten

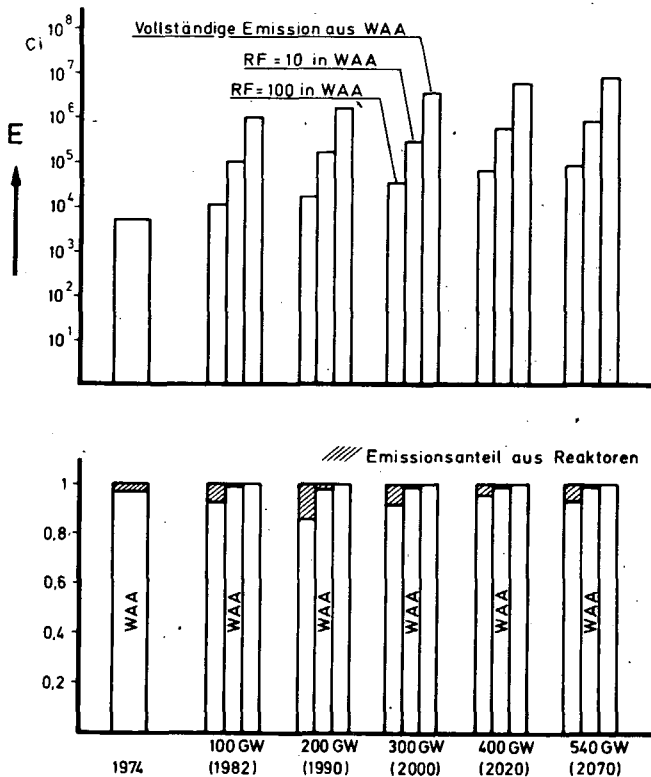


Abb. 6.29: Gesamtabgabe von H-3 über die Abluft für verschiedene Rückhaltefaktoren (RF) in Wiederaufarbeitungsanlagen (WAA) und Anteile der einzelnen Anlagen zur Gesamtemission

für H 3 über die Abluft zu verschiedenen Zeitpunkten und die Anteile, die die verschiedenen Anlagentypen zur Gesamtemission beitragen. Diese Aktivitätsmengen in Abhängigkeit von verschiedenen Rückhaltefaktoren für Wiederaufarbeitungsanlagen sind den bereits erwähnten Dosisberechnungen zugrunde gelegt worden. Es zeigt sich überdeutlich, daß die WAA gegenüber Reaktoren die Hauptemittenten darstellen, unabhängig davon, ob 90% oder 99% des H 3 in WAA abgetrennt wird. Wird H 3 aus WAA vollständig freigesetzt, so liegt der Anteil sogar über 99% der Gesamtemission. Der Emissionsanteil aus Reaktoren geht hauptsächlich zu Lasten der LWR und erreicht maximal etwa 15% im Jahre 1990.

Ein völlig gegensätzliches Bild bietet sich für Xe 133, das aufgrund der prognostizierten

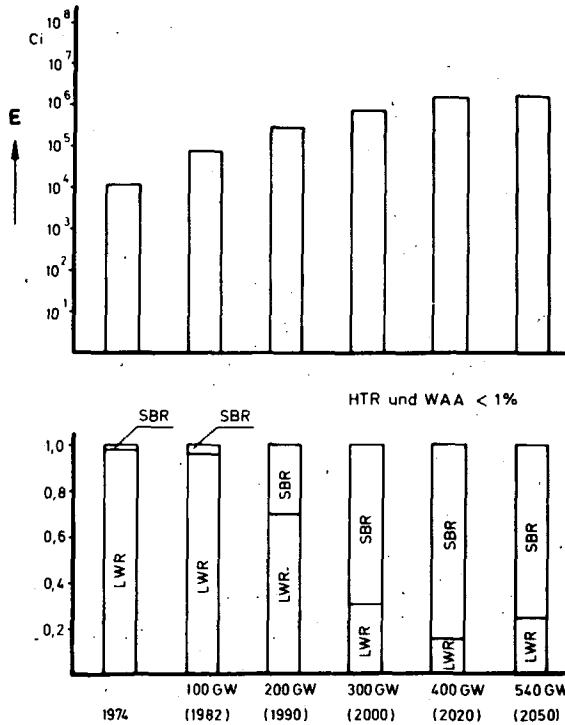


Abb. 6.30: Gesamtabgabe von Xe-133 über die Abluft und Anteile der einzelnen Anlagen zur Gesamtemission

langen Abkühlzeit der Brennelemente (180 d) aus WAA praktisch nicht emittiert wird, siehe Abb. 6.30. Durch den hohen Anteil an der Energieerzeugung sind bis zum Jahre 1990 die Leichtwasserreaktoren die Hauptverursacher, werden aber über diesen Zeitpunkt hinaus von den Brutreaktoren abgelöst, da die Energieerzeugung laut Prognose spätestens ab 1995 zu einem erheblichen Anteil durch schnelle Brutreaktoren erfolgen soll. Ihr Anteil liegt dann bei nahezu 70 - 80% der Gesamtemission aufgrund der relativ hohen Erwartungswerte nach Tab. 5.10.

Die gesamte abgegebene Aktivität steigt von gegenwärtig etwa $1.1 \cdot 10^4$ Ci/a um mehr als 2 Größenordnungen auf $1.6 \cdot 10^6$ Ci/a an.

Die Kr 85 Gesamtemission und ihre Herkunft ist der Abb. 6.31 zu entnehmen. Die jährlich freigesetzte Menge liegt demnach bei etwa $7.1 \cdot 10^4$ Ci/a im Jahre 1974, hauptsächlich durch Abgaben der WAK-Karlsruhe von $6.8 \cdot 10^4$ Ci/a [Ki 73]. Bei 99%-iger Rückhaltung in WAA ist eine Zunahme auf ca. $2.3 \cdot 10^6$ Ci/a, bei vollständiger Emission aus WAA sogar von $2 \cdot 10^8$ Ci/a bis zum Jahre 2070 zu erwarten. Die untere Bildhälfte zeigt, daß der überwiegende Anteil unabhängig vom Rückhaltegrad den Wiederaufarbeitungsanlagen entstammt. Der Emissionsbeitrag der Reaktoren ist heute etwa 4% und steigt auf max. 20% um die Jahrhundertwende an.

Entsprechend der Zubauprognose und der reaktorabhängigen Emissionscharakteristik werden bis zur Jahrhundertwende

Leichtwasserreaktoren, danach Schnelle Brutreaktoren die Hauptbeiträge zu den Freisetzungen aus Reaktoren liefern.

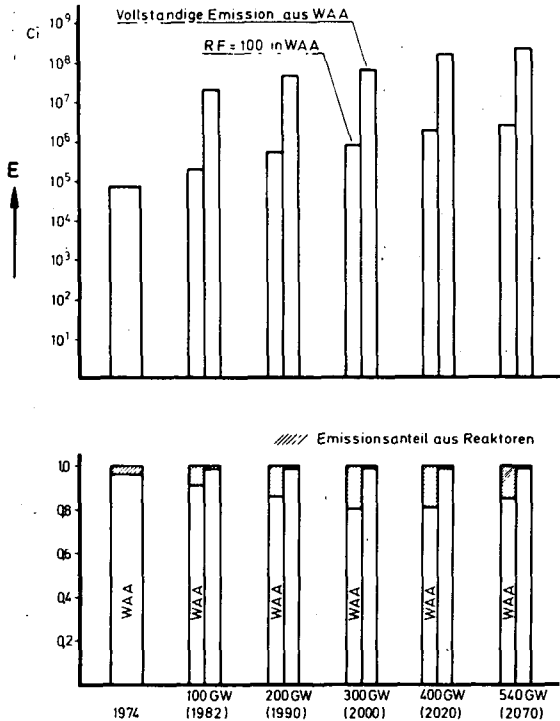


Abb. 6.31: Gesamtabgabe von Kr-85 über die Abluft für verschiedene Rückhaltefaktoren (RF) in Wiederaufarbeitungsanlagen (WAA) und Anteile der einzelnen Anlagen zur Gesamtemission

Eine zusammenfassende Betrachtung der J-131-Abgabe, die den Berechnungen zugrunde liegt, enthält die Abb. 6.32. Unter Zugrundelegung der Erwartungswerte für Reaktoren nach Tab. 5.10 werden von diesen gegenwärtig etwa 0,3 Ci/a an die Atmosphäre abgegeben. Für die WAK Karlsruhe wird eine Null-Emission vorausgesetzt, da zurzeit nur sehr lang abgelagerter Brennstoff aufgearbeitet wird. Die Aktivitätsmenge steigt je nach Abtrenngrad in WAA auf 22 Ci/a bzw. 42 Ci/a an.

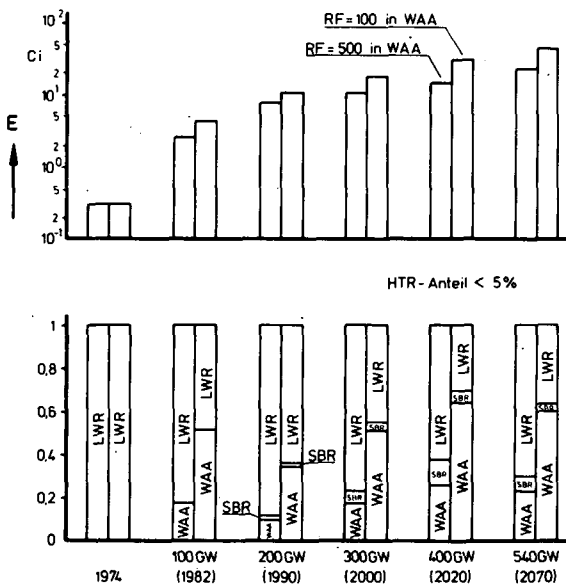


Abb. 6.32: Gesamtabgabe von J-131 über die Abluft für verschiedene Rückhaltefaktoren (RF) in Wiederaufarbeitungsanlagen (WAA) und Anteile der einzelnen Anlagen zur Gesamtemission

Die Hauptbeiträge dazu liefern entsprechend der Zubauprognose und den Erwartungswerten für die Emissionen die Leichtwasserreaktoren, sofern in Wiederaufarbeitungsanlagen die vorgesehenen Rückhaltefaktoren von DF = 500 eingehalten werden können. Die Schnellen Brut-

reaktoren ($< 5\%$) und Hochtemperaturreaktoren ($< 0,5\%$) liefern im gesamten Zeitraum nur unwesentliche Anteile.

J 129 wird ausschließlich aus Wiederaufarbeitungsanlagen der Umgebung zugeführt. Für den gegenwärtigen Zeitpunkt wird angenommen, daß in der WAK-Karlsruhe J 129 ohne besondere Rückhaltung über einen Schornstein abgegeben wird (Abb. 6.33).

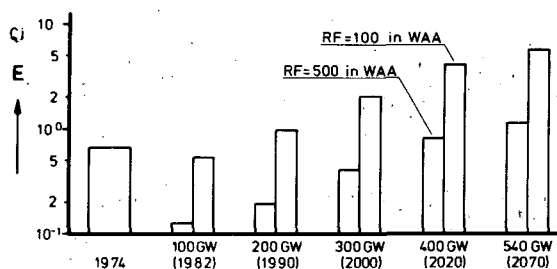


Abb. 6.33: Gesamtabgabe von J-129 über die Abluft für verschiedene Rückhaltefaktoren (RF) in Wiederaufarbeitungsanlagen (WAA)

Entsprechend einem mittleren Durchsatz von 50 t/a und einer 50%-igen Auslastung führt dies nach Tab. 5.13 für LWR-Brennelemente zu einer Abgabe von ca. 0.62 Ci/a. Kann bei den zukünftigen großtechnischen Anlagen zunächst eine Rückhaltung von etwa 99% (DF = 100), darüber hinaus von etwa 99,8% (DF = 500)

erreicht werden, so steigt die Gesamtemission trotz eines wesentlich höheren Durchsatzes an abgebranntem Brennstoff nur bis 1.2 Ci/a im Jahre 2070 an.

6.2 Strahlenbelastung über den Wasserpfad (Fließgewässer)

Die in Fließgewässer, Tidegewässer, Seen und Meere während des Normalbetriebes kerntechnischer Anlagen eingeleiteten Spalt- und Aktivierungsprodukte, siehe Kap. 5.2.2 und Kap. 5.3.2 sowie Kap. 5.4.2, verteilen sich durch verschiedene Mechanismen im betrachteten Wasserkörper. Im folgenden wird die Untersuchung auf Fließgewässer beschränkt, wobei hierunter neben allen freifließenden Gerinnen auch gestaute Flüsse verstanden werden sollen, sofern sich im Sommer infolge der Fließgeschwindigkeit ($> 0,1$ km/h) keine Thermostratifikation ausbilden kann [Sc 71]. Für Seen und Meere sind entsprechende Berechnungsgrundlagen aufgrund der anderen Parameter anzuwenden bzw. zu entwickeln, z. B. [Fe 74], ebenso für Tidegewässer, wo

aufgrund von Ebbe und Flut die eingeleitete Aktivität mehrere Male den gleichen Ort passieren kann und sonstige Parameter, z. B. hydrologischer, physikalisch-chemischer und biologischer Art bedingt durch den Brackwassereinfluß, besonderer Beachtung bedürfen, z. B. [Fe 72].

Betrachtet man die zukünftigen Standorte insbesondere der nuklearen Kraftwerke (Kap. 4) - die Wiederaufarbeitungsanlagen sollen gemäß dem Konzept in Kap. 5.3.2 zur Aktivitätsfracht in Fließgewässern nicht wesentlich beitragen -, so stellt man fest, daß die überwiegende Anzahl der Standorte im Einzugsbereich des Rheins und in geringerem Maße auch der Donau liegen. Diese beiden Wasserstraßen werden deshalb in die folgenden Betrachtungen einbezogen, wobei Aktivitätseingleitungen in die Nebenflüsse in ihren Auswirkungen auf den Hauptfluß mitberücksichtigt werden.

Die Aktivitätsfrachten in den Fließgewässern unterliegen Wechselwirkungen mit der belebten und unbelebten Materie. Das Ziel einer radioökologischen Betrachtung ist nun ein Verständnis der Aufnahme radioaktiver Stoffe durch die Organismen, der Verfrachtung durch biologische und hydrologische Prozesse, des Überganges von einer chemischen Form zur anderen, der Sedimentierung und Remobilisierung sowie der strahlenbiologischen Auswirkungen auf betroffene Lebewesen und Lebensgemeinschaften, [Fe 72]. Obwohl diese Zusammenhänge äußerst komplex sind, können Belastungspfade zum Menschen mit gewissen Vereinfachungen aufgezeigt und Dosen abgeschätzt werden. Hierbei muß hervorgehoben werden, daß praktisch jede Exposition über den Wasserpfad eine entsprechende Nutzung des Wasserkörpers voraussetzt, also eine mögliche Exposition darstellt - im Gegensatz zur β - oder γ -Submersionsdosisleistung aus einer Abluftwolke, der eine Person im Wirkungsbereich dieser Wolke in jedem Fall ausgesetzt ist.

6.2.1 Grundlagen zur Berechnung der Strahlenbelastung durch Aktivitätsfrachten in Fließgewässern

6.2.1.1 Transport und Verteilung von Aktivitätsfrachten

Die aus kerntechnischen Anlagen abgeleiteten Aktivitäten können entweder in ionisierter, molekularer oder kolloidaler Form als Komplexverbindung oder Makroteilchen vorliegen. Als physikalische Parameter sorgen je nach Vorliegensart molekulare oder Ionendiffusion sowie allgemein turbulente Diffusion und bei den hier betrachteten Fließgewässern der Transport durch die Wasserbewegung in überwiegender Maße für eine Verfrachtung der Radionuklide. Daneben beeinflussen z. B. Ionenaustausch, Adsorption, Dispersion und Koagulation sowie chemische Reaktionen das Verhalten der Radionuklide im Wasserkörper. Auch Wechselwirkungen mit den Sedimenten sowie mit der Fauna und Flora des Fließgewässers sind zu erwarten. Die aufgezählten Mechanismen bewirken eine Verteilung und Verfrachtung in der aquatischen Umgebung, welche als primäres System besonderer Beachtung bedarf. Eine Verschleppung von radioaktiven Substanzen beispielsweise durch Bewässerung in den terrestrischen Bereich, also ein sekundäres System, wird nicht betrachtet. Letzteres beeinflusst zudem die Konzentration radioaktiver Stoffe im aquatischen Bereich nicht. Allgemein werden diese beiden Systeme - terrestrischer und aquatischer Bereich - im folgenden als nicht gekoppelt betrachtet.

Die Form, in der die Radionuklide im Wasserkörper vorliegen, wird den Transport, die Sedimentation sowie die Aufnahme in der Fauna und der Flora beeinflussen. Sie ist allerdings auch von den Stoffen abhängig, die sich schon im Fließgewässer befinden. In [St 67] wird z. B. beobachtet, daß im Clinch River der überwiegende Anteil von Cs 137 an größere Feststoffteilchen gebunden ist, während im Tennessee River der überwiegende Teil dieses Isotops in Lösung oder in Verbindung mit sehr kleinen festen Partikeln vorliegt. Auf den Einfluß dieser Pa-

parameter wird in [Br 71] und speziell für die Staustufe Faimingen an der Donau z. B. in [Hü72.2] eingegangen. Im folgenden wird für Fließgewässer angenommen, daß nahezu die gesamte Aktivität unabhängig von der Form, in der sie vorliegt, an die Wasserbewegung gebunden ist, was z. B. für Partikel bedeutet, daß sie sehr lange in Suspension bleiben und sich in der Praxis eher wie ein Kolloid verhalten. Der Einfluß auf die Sedimentation sowie die Fauna und Flora kann durch entsprechende Anreicherungsfaktoren miterfaßt werden, welche in der natürlichen Umgebung gemessen werden und nur das momentan in einem Biotop gefundene Anreicherungsverhältnis auch unter Berücksichtigung von z. B. schon vorhandenen chemisch diskriminierenden Elementen ausdrücken [Mü 68].

Ein gewisser Anteil der in den Wasserkörper eingeleiteten Radionuklide wird in das Stoffwechselverhalten von Fauna und Flora einbezogen [Po 66, Ru 67]. Radionuklide werden hierbei genau wie ihre inaktiven Isotope von dem jeweiligen Organismus eingebaut. Beim Erreichen eines Gleichgewichtszustandes, wobei sich im allgemeinen in dem betrachteten Organismus eine höhere Konzentration als in einem vergleichbaren Wasservolumen einstellt, werden dann genauso viele Radionuklide aufgenommen wie andererseits durch Stoffwechsel abgegeben und durch radioaktiven Zerfall umgewandelt werden. Dadurch, daß Organismen ihren Ort im Fließgewässer verändern, kann ein biologischer Transport stattfinden. Eine Massenbilanz für die Gesamtmenge der Radionuklide im Wasser ergibt jedoch, daß nur ein unbedeutender Betrag in der Biomasse vorhanden ist, [Po 66]. Somit werden die Auswirkungen dieser Mechanismen, also der Aufnahme und Abgabe von Radionukliden in Organismen, auf den Transport im Fließgewässer vernachlässigt, was natürlich nicht gleichbedeutend mit der Vernachlässigung einer möglichen Exposition über entsprechende Belastungspfade ist.

Für die Verteilung und Verfrachtung der Radionuklide im Fließ-

gewässer ist ferner die Sedimentierung und Remobilisierung von Bedeutung. Neben mechanisch bedingten Anreicherungsverfahren - z. B. dem Absetzen radioaktiv kontaminierten Planktons oder Triptons bzw. dem direkten Absetzen von Radiokolloiden bei stark verlangsamten Fließgeschwindigkeiten - können auch Ionenaustausch-, Adsorptions- und Absorptionsvorgänge hierzu beitragen [Ru 68]. Neben dem Sestonengehalt und der Fließgeschwindigkeit hängen diese Wechselwirkungen natürlich auch von der Art des Bodens ab. Durch die Fließbewegung und jahreszeitlich unterschiedliche Wasserführung wird zudem eine ständige Umverteilung der Radionuklide am Gewässerboden stattfinden. Diese meist komplizierten, zum Teil nicht geklärten Vorgänge zwingen zu vereinfachten Vorstellungen für die Untersuchung der Verfrachtung in einem Simulationsmodell für Fließgewässer.

In [St 67] wird für den Clinch River festgestellt, daß nur 1,5% der Aktivität, welche von dem White Oak Creek in diesen Fluß seit 1944 eingeleitet worden ist, in den Grundsedimenten als Inventar bestimmt werden kann. Laboruntersuchungen [Bl 67] für den Rhein haben anhand ausgewählter Radionuklide - P 32, Zn 65, Sr 85, J 131, Cs 137 und Pu 239 - ergeben, daß an keiner Stelle des Rheins mehr als 1% der im Rheinwasser transportierten Radioaktivität an Schwebstoffe oder Sedimente gebunden werden kann. Die Radionuklide werden also nahezu ausschließlich im Wasser gelöst transportiert. Die Untersuchungen in Gundremmingen an der Donau [Hü72.2] zeigen, daß dort - allerdings in einer Donaustaustufe - größere Aktivitätsmengen an Schwebstoffe gebunden flußabwärts verfrachtet werden und in der Staustufe Faimingen zur Ablagerung gelangen können. Allerdings ist auch hier kein fortwährender Aktivitätsanstieg in den Sedimenten zu beobachten, was wohl auf die bei den alljährlichen Hochwasserführungen stattfindende Abschwemmung der Ablagerungen und den ohnehin hohen Schwebstofftransport der Donau zurückzuführen ist [Hü72.2]. Diese Ausführungen werden für das Simulationsmodell als Hypothese dahingehend interpre-

tiert, daß der Einfluß der Sedimentierung auf die Verfrachtung der Radionuklide im Wasserkörper gering ist. Da keine Abreicherung durch diesen Mechanismus stattfinden und die eingeleitete Aktivität flußabwärts zur Exposition auf jedem möglichen Weg beitragen kann, ist diese Betrachtung unter radioökologischen Gesichtspunkten als konservativ zu bezeichnen.

6.2.1.2 Mathematische Beschreibung der Aktivitätsverfrachtung

Nach den vorherigen Ausführungen kann der Transport durch die Fließbewegung des Wassers als dominant angenommen werden. Für die mathematische Beschreibung der Aktivitätsverfrachtung wird das Gewässer so in Teilabschnitte - im folgenden Maschen genannt, die von Knoten begrenzt sind - eingeteilt (siehe Abb. 6.35), daß für die Maschen bekannte Parameter als kon-

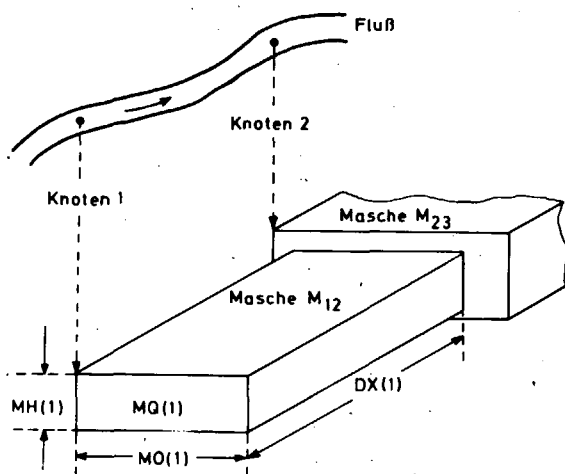


Abb. 6.35: Maschen-Knoten Darstellung eines Fließgewässers

stant angesehen werden können. An jedem Knoten wird mit der vom Vorknoten unter Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls verfrachteten Aktivität sowie mit den Neueinleitungen die Aktivitätskonzentration in der folgenden Masche berechnet. Aktivitätseinleitungen in Nebenflüssen werden in ihren Aus-

wirkungen auf den Hauptfluß mitberücksichtigt. Da sich das Fließgewässer den vorherigen Ausführungen gemäß wie eine Pipeline mit geringer Rückhaltung radioaktiver Stoffe im Sediment wie in der Biosphäre verhalten soll [St 67], kann für die Berechnung der Konzentration C^W in der Masche m , begrenzt von den Knoten n und $n + 1$, in Analogie zum HERMES-Programm [Fl 71] folgende Gleichung für das Nuklid i

angegeben werden:

$$C_{m,i}^W = \frac{1}{Q_m} (\sum_j R_{n,i} + R_{n-1,i} \cdot e^{-\lambda_i t_{F1}}) \quad (6.25)$$

Hierbei bedeuten Q [m^3/d] die Durchflußmenge in der Masche m , $R_{n,i}$ [Ci/a] die Aktivitätsfrachten, die am Knoten n pro Zeiteinheit durch die Einleitung j , z. B. aus kerntechnischen Anlagen oder Nebenflüssen, zugeführt werden, und $R_{n-1,i}$ die Frachten, die vom Knoten $n-1$ mit der Fließzeit t_{F1} herühren. Durch die mathematische Darstellung bedingt ergeben sich für die Konzentration Treppenkurven, da Parameteränderungen nur am jeweiligen Knoten n erfaßt werden und in der Masche m konstant belassen werden. Die Durchflußmenge Q_m kann in Gl. (6.25) je nach Jahreszeit variabel eingesetzt werden.

6.2.1.3 Mögliche Strahlenbelastung durch die Aktivitätsfrachten

Bei entsprechender Nutzung des Wasserkörpers ist eine Exposition der Bevölkerung über verschiedene Belastungspfade, z. B. Trinkwasserverbrauch, Fischverzehr, äußere Bestrahlung durch die Bodensedimente und das Flußwasser selbst sowie die Verschleppung von Radionukliden in den terrestrischen Bereich möglich. Eine entsprechende Untersuchung setzt demgemäß die Kenntnis dieser Nutzungsarten an dem Fließgewässer voraus. In [Fl 71, Wa73.1] sind entsprechende Erhebungen für das "Upper Mississippi River Basin" angestellt worden. Grundlagen für die Untersuchung von Lebensmittelketten finden sich z. B. in [Ru 66]. Für die Donau sind Abschätzungen in [Ru 70] enthalten. Im allgemeinen sind statistische Erhebungen über die Nutzung von Fließgewässern aber nicht oder nur teilweise vorhanden. In [Fe 72] wird deshalb zur Abschätzung maximaler Aktivitätsfrachten in einem Wassersystem vom Prinzip der "vollständigen oder totalen Nutzung" ausgegangen, was besagt,

daß ein Mensch als Endglied der Nahrungskette seinen gesamten Eiweiß- und Trinkwasserbedarf dem Flußsystem entnimmt sowie zusätzlich noch häufig direkter Bestrahlung von Boden und Wasser ausgesetzt ist. Unter diesen Bedingungen wird z. B. für die Elbe eine "akzeptierbare Aktivitätsaufnahme" [Fe 74] von 28 200 Ci an Tritium sowie von 920 Ci an gemischten Spalt- und Aktivitätsprodukten pro Jahr [Fe 72] ermittelt.

In der vorliegenden Studie soll nicht die "akzeptierbare Aktivitätsaufnahme" bestimmt werden, sondern von der Zubauprognose nach Kap. 4 ausgehend mögliche Dosen bei entsprechender Nutzung für die Bevölkerung abgeschätzt werden. Vorläufig wird hierbei nur die Dosis durch Trinkwasserverbrauch für größere Teile der Bevölkerung als relevant angesehen und demnach untersucht, ähnlich wie es für Tritium in [Ba 74.2] und für Tritium und Jod in [Ba 74.3] für das Oberrheintal geschehen ist.

Ausgehend von der Konzentration der einzelnen Nuklide im Wasserkörper der Maschen (Kap. 6.2.1.2) wird eine Entnahme zu Trinkwasserzwecken entweder direkt oder über kurze Uferfiltrationsstrecken mit allgemein üblichen Wasseraufbereitungsmethoden angenommen. Untersuchungen von verschiedener Seite [Ru 74, Au 64, Fl 71] ergeben für kommunale Wasseraufbereitungsstationen nur eine geringe Dekontaminierungswirkung. Die Dekontaminierungsfaktoren - d. h. das Verhältnis der Flußwasserkonzentration zur Trinkwasserkonzentration - liegen je nach Nuklid zwischen 1 und 10. Hiermit ist die Aktivitätskonzentration im Trinkwasser in jeder Masche - entsprechende Nutzung vorausgesetzt - bestimmbar.

Für die Berechnung der Dosis im Organ 10 wird von einem Trinkwasserverbrauch von 1,2 l/d [IC 59] für den "Standardmenschen" ausgegangen. Es wird vorausgesetzt, daß die exponierte Person ausschließlich mit Wasser aus der betrachteten Masche des Flusses versorgt wird. Da die Aufnahme der Radionuklide unter den gegebenen Annahmen chronisch erfolgt, kann die

Erwartungsdosis - siehe Kapitel 6.1.3.1.2 - analog zu der in [IC 59] angegebenen Formel für bekannte Isotopengemische berechnet werden.

$$D_{TR}(IO) = \sum_{i=1}^n K \cdot \frac{GD(IO)}{MZK_i^W(IO)} \cdot C_i^{Tr} \quad (6.26)$$

In dieser Gleichung bedeuten D_{Tr} die Dosis, IO die Organkennzeichnung, K eine Konstante zur Erfassung des entsprechenden Trinkwasserverbrauchs, C_i^{Tr} die Aktivitätskonzentration des Nuklids i im Trinkwasser, $MZK_i^W(IO)$ die maximal zulässigen Konzentrationswerte in Wasser für die 168 h-Woche [IC 59] und GD die entsprechenden Grenzdosis im Organ IO [IC 59].

Bei entsprechender Nutzung können für Randgruppen der Bevölkerung, z. B. Flußarbeiter, Fischer etc., auch andere Belastungspfade zur Dosis beitragen. Es sei nochmals darauf hingewiesen, daß im Rahmen dieser Arbeit für größere Teile der Bevölkerung als wichtigster kritischer Übertragungsweg die Trinkwassergewinnung angesehen wird - was z. B. auch aus Untersuchungen am Columbia River folgt [Ru 74, Ia 71]. Die Betrachtungen sind deshalb vorläufig auf diesen Belastungspfad beschränkt worden.

6.2.2 Zukünftige Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland über den Wasserpfad (Fließgewässer)

6.2.2.1 Grundzüge des erstellten Rechenprogramms

Nach den Gleichungen (6.25) und (6.26) wurde ein Rechenprogramm erstellt, mit dem für Fließgewässer die Aktivitätsfracht und die daraus resultierende Strahlenbelastung durch Trinkwasserverbrauch berechnet werden kann. Dieses Rechenprogramm ist auf den Rhein und die Donau innerhalb der Bundesrepublik Deutschland angewendet worden. Hierzu werden beide Flüsse mit einem Maschen-Knoten-System überzogen, und zwar der Rhein

mit 60, die Donau mit 32 Knoten. Für die Auswahl der Knoten sind als Kriterien die Kenntnis der Flußparameter, Mündungen von Nebenflüssen sowie Einleitungsstellen für kontaminierte Abwässer herangezogen worden. Die hydrologischen Daten sind für den Rhein [Lä 71, La 73, La 74.1] und für die Donau [Ba 72] entnommen worden. Um hinreichend konservativ zu rechnen, wird in Gl. (6.25) die mittlere Niedrigwasserführung für die Donau, für den Rhein die Wasserführung im Sommer (Pegel Maxau: $Q = 560 \text{ m}^3/\text{s}$) [Lä 71, La 73] eingesetzt, welche etwa der mittleren Niedrigwasserführung entspricht. Einen Überblick mit einigen ausgewählten Knotenparametern für Rhein und Donau geben die Abbildungen 6.36 und 6.37. Bei den

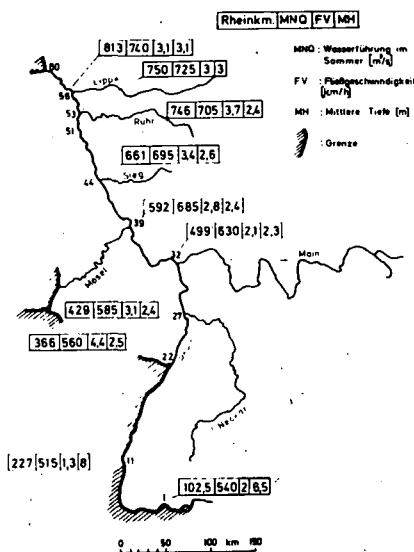


Abb. 6.36: Übersichtskarte des Rheins mit ausgewählten Knotenparametern

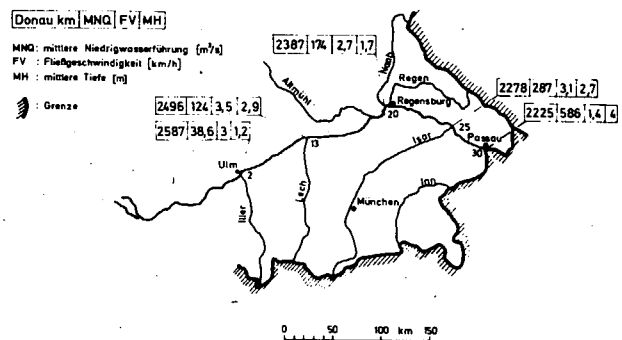


Abb. 6.37: Übersichtskarte der Donau mit ausgewählten Knotenparametern

durch die Nebenflüsse herangeführten Aktivitätsmengen wird der zur Aktivitätsminderung beitragende radioaktive Zerfall während der Transportzeit bis zur Flußmündung mitberücksichtigt.

Die Anwendung vereinfachter Modelle zur Simulation der Aktivitätsverfrachtung auf einer Datenverarbeitungsanlage bewirkt für das Flußsystem mit den meist kompliziertesten Wechselwirkungen sämtlicher ökologischer Parameter notwendigerweise eine

Vernachlässigung spezieller örtlicher Gegebenheiten. Aus diesem Grund ist das Rechenprogramm besonders für Prognosen zur Erkennung allgemeiner Trends, jedoch weniger für ökologische Erhebungen konkreter Standorte zu verwenden.

6.2.2.2 Ergebnisse für den Rhein und die Donau

Mit dem im vorherigen Kapitel kurz vorgestellten Rechenprogramm sind unter Benutzung der in Kap. 4 angegebenen Zubau-Prognose und der in Kap. 5.2.2 angegebenen Emissionen der Rhein und die Donau betrachtet worden. Da die Wiederaufarbeitungsanlagen nach Kap. 5.3.2 keine nennenswerten Aktivitäten über das Abwasser ableiten sollen, werden nur die als quasi-kontinuierlich angenommenen Emissionen aus Kernkraftwerken berücksichtigt. An beiden Flüssen sind in der vorliegenden Studie ausschließlich Standorte innerhalb der Bundesrepublik Deutschland in die Prognose eingegangen.

In Abb. 6.38 und Abb. 6.39 sind zunächst für den Rhein die

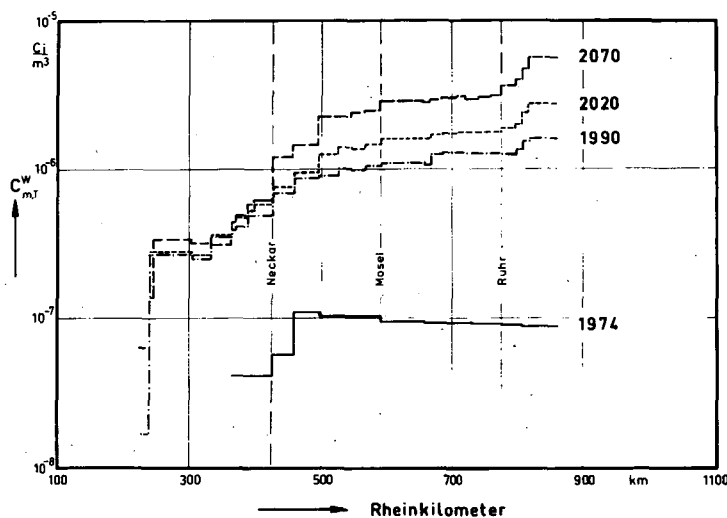


Abb. 6.38: Tritiumkonzentration $C_{m,T}^W$ im Wasser in Abhängigkeit vom Rheinkilometer für verschiedene Prognosejahre

Tritiumkonzentration $C_{m,T}^W$ sowie die Summenkonzentration der übrigen Nuklide $C_{m,G}^W$ - es werden 30 Spalt- und Aktivierungsprodukte (Kap. 5.2.2) von Na 22 bis Pu 239 berücksichtigt - in Abhängigkeit vom Rheinkilometer in den Maschen m für die Jahre 1974, 1990, 2020 und 2070 angegeben. Tritium wird, bedingt durch seine

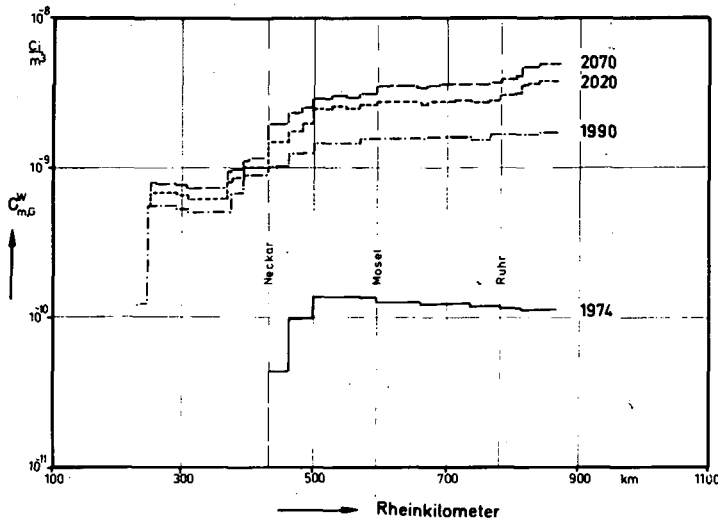


Abb. 6.39: Konzentration der Spalt- und Aktivierungsprodukte (außer H3) C_{mg}^W in Abhängigkeit vom Rheinkilometer für verschiedene Prognosejahre

Emissionscharakteristika und seine Ökologie - keine Aufkonzentrierung in Ökosystemen -, gesondert aufgeführt. Entsprechend dem Zusammenspiel von Einleitungen und zunehmender Verdünnungswassermenge ergeben sich die dargestellten Treppenkurven. Für das Jahr 1974 z. B. nimmt die Konzentration nach der letzten Einleitung -

Biblis wird als in Betrieb befindlich angenommen, die Tritiumableitungen der Kernforschungsanlage Karlsruhe sind berücksichtigt - ständig ab.

In den folgenden vier Abbildungen 6.40 - 6.43 sind die hieraus resultierenden möglichen Dosen durch Trinkwasserverbrauch nach Kap. 6.2.1.3 auswahlweise für das Körpergewebe, den Gesamtkörper und die Schilddrüse für die gleichen Prognosejahre aufgetragen. Die Dosis des Gesamtkörpers wird durch die Summe aller Nuklide bedingt, die der Schilddrüse im wesentlichen durch J 131 und die des Körpergewebes durch Tritium. Der stärkere Abfall der Schilddrüsendosis zwischen zwei Einleitungsstellen ist hierbei durch die relativ kurze Halbwertszeit des J 131 bedingt.

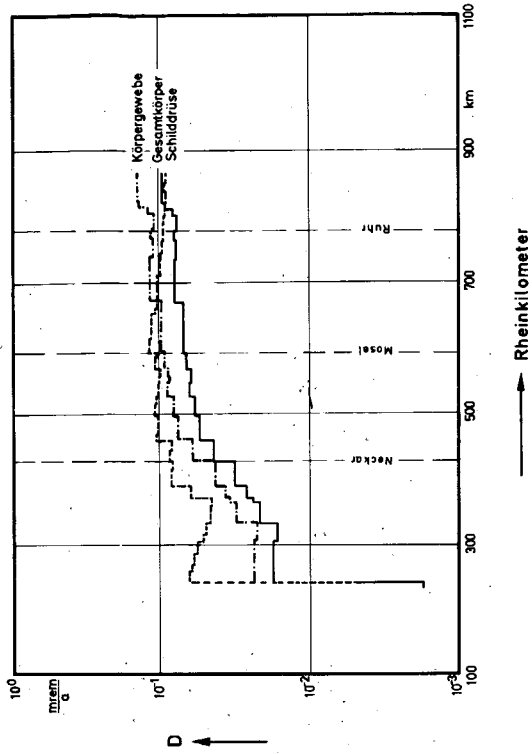


Abb. 6.41: Mögliche Strahlenbelastung durch Trinkwasser aus dem Rhein für einige Körperteile (ICRP-Standardmensch) – 1990

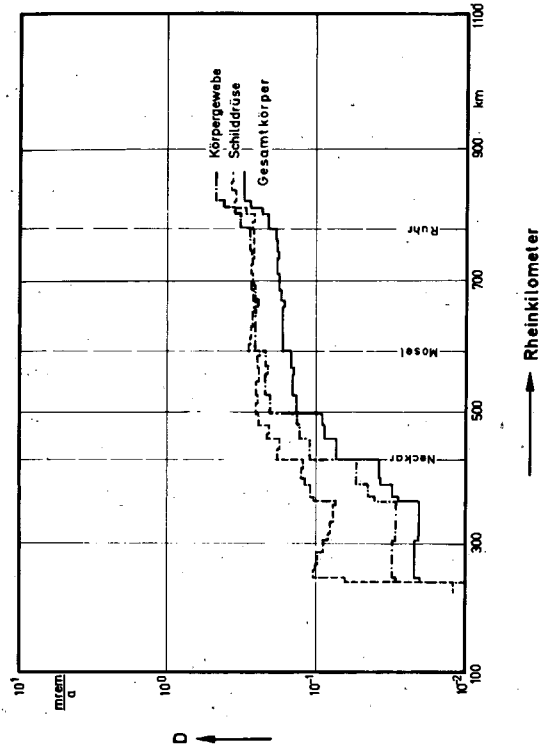


Abb. 6.43: Mögliche Strahlenbelastung durch Trinkwasser aus dem Rhein für einige Körperteile (ICRP-Standardmensch) – 2070

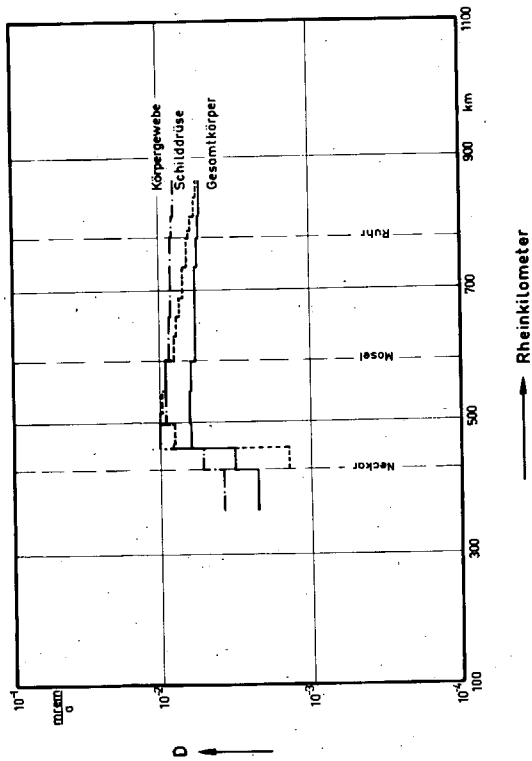


Abb. 6.40: Mögliche Strahlenbelastung durch Trinkwasser aus dem Rhein für einige Körperteile (ICRP-Standardmensch) – 1974

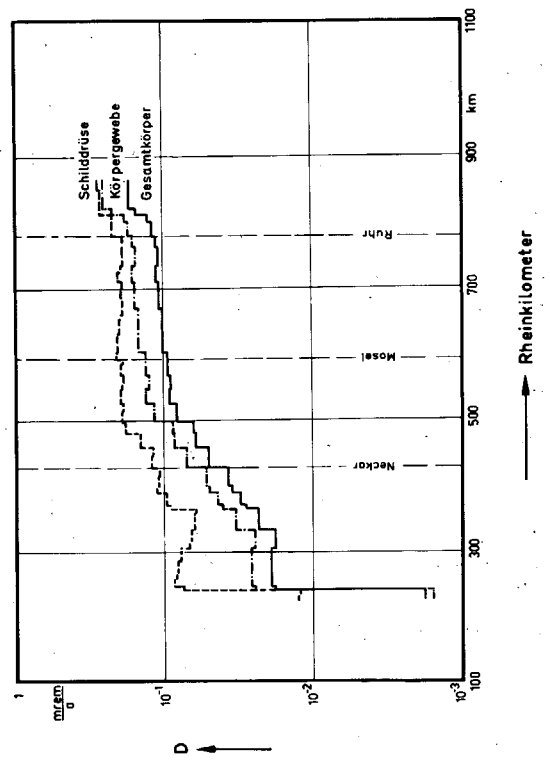


Abb. 6.42: Mögliche Strahlenbelastung durch Trinkwasser aus dem Rhein für einige Körperteile (ICRP-Standardmensch) – 2020

In der Abb. 6.44 ist die zeitliche Entwicklung einiger Organ-

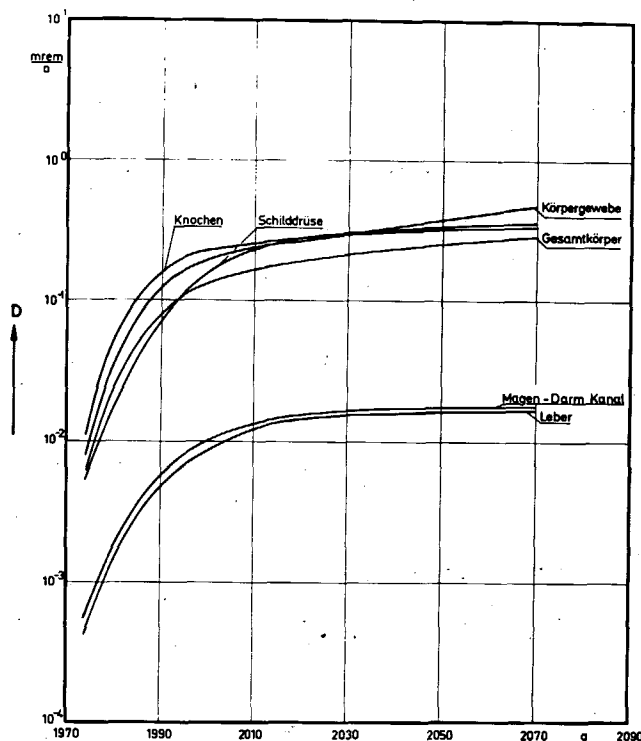


Abb. 6.44: Zeitabhängige mögliche Strahlenbelastung durch Trinkwasser für einige Körperteile (ICRP-Standardmensch) in der letzten Masche des Rheins (Grenze)

dosen durch Trinkwasser-
verbrauch in der letzten
Masche des Rheins - also
an der Grenze - darge-
stellt. Ähnlich wie in
Kap. 6.1.5 bei der Erst-
belastung über den Luft-
pfad ist die Zunahme der
Dosis korreliert
mit dem Zubau der Kern-
kraftwerke und läuft bei
Erreichen des Endausbaus
in einen Sättigungswert
von kleiner als 1 mrem/a
bei Körpergewebe, Schild-
drüse, Gesamtkörper und
Knochen, deren Dosis über-
wiegend durch Sr-Isotope
verursacht wird. Die
Dosen in den übrigen
Organen liegen darunter.
Die Bedeutung von Tritium
für die Exposition durch

Trinkwasser erkennt man daran, daß die Dosis im Körpergewebe, welches aufgrund des Massenunterschiedes gegenüber dem Gesamtkörper für Tritium die restriktiveren Konditionen ergibt, über der des Gesamtkörpers liegt. Dessen Dosis wird durch die Wirkung aller Nuklide hervorgerufen, womit der Anteil von Tritium auch in diesem Fall sehr hoch ist. Trotz der geringen Radiotoxizität von H 3 wird dies durch die höheren Ableitungen und den vollständigen Übergang des Tritiums vom Flußwasser in das Trinkwasser bewirkt.

In den nächsten Abbildungen sind die Ergebnisse für die Donau

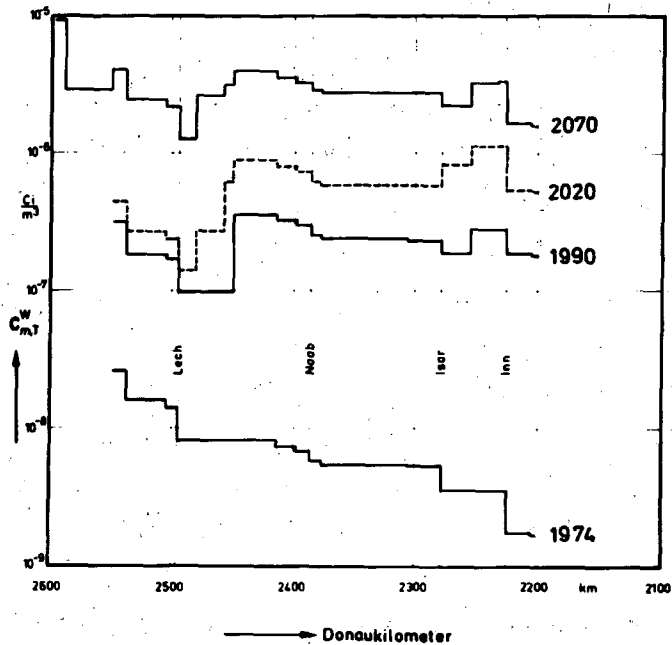


Abb. 6.45: Tritiumkonzentration $C_{m,T}^W$ im Wasser in Abhängigkeit vom Donaukilometer für verschiedene Prognosejahre

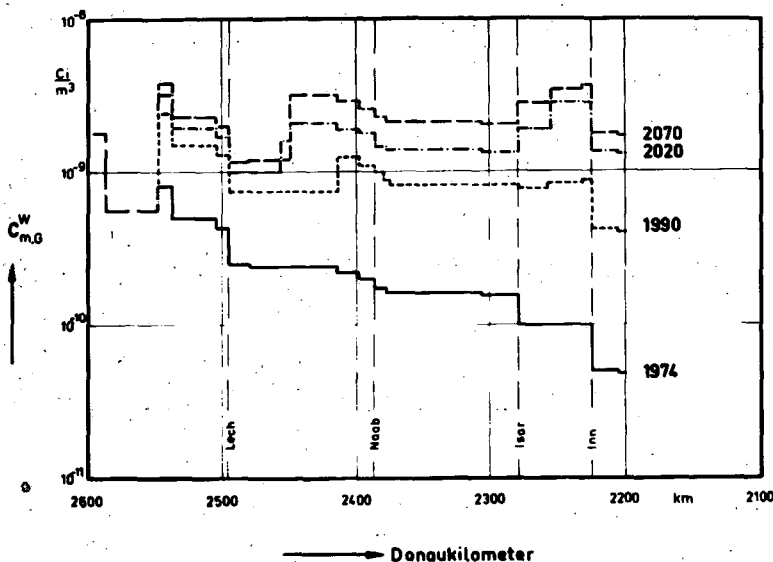


Abb. 6.46: Konzentration der Spalt- und Aktivierungsprodukte (außer H^3) $C_{m,G}^W$ in Abhängigkeit vom Donaukilometer für verschiedene Prognosejahre

in gleicher Weise zusammengestellt. Dadurch, daß der Fluß sehr häufig von Stautufen, welche im Prinzip Seencharakter besitzen, unterbrochen wird, ist die Anwendung des Modells nur mit Einschränkungen möglich. Durch die Wahl geeigneter Knoten und Maschen mit entsprechenden Parametern wird hier der Versuch einer möglichen Anpassung unternommen.

Zuerst sind in Abb. 6.45 und Abb. 6.46 die Tritiumkonzentration $C_{m,T}^W$ und die Summenkonzentration der übrigen Nuklide $C_{m,G}^W$ für die Prognosejahre 1974, 1990, 2020 und 2070 aufgetragen. Für 1974 ist wiederum eine stete Abnahme der Konzentration aufgrund der zunehmenden Verdünnungswasser-

mengen festzustellen, nachdem die Donau am einzigen Einleitungspunkt Gundremmingen die Aktivitätsfracht aufgenommen hat. In den übrigen Prognosejahren ergeben sich die dargestellten Treppenkurven im Zusammenwirken der Einleitungen und der Verdünnungswassermenge. Im Jahr 2070 z. B. folgt durch den prognostizierten Standort in der Nähe des Donaukilometers 2600 in der folgenden Masche insbesondere eine Tritiumkonzentration, welche diesen Standort unter radioökologischen Gesichtspunkten als ungünstig erscheinen läßt. Durch eine Verlegung zumindest eines Teils der dort installierten Anlagen an Standorte mit größerer Vorfluterkapazität ließe sich diese Problem aber leicht umgehen. Hingewiesen sei auch auf die Konzentrationsänderungen an der Isarmündung, wo sich je nach Aktivitätskonzentration der beiden Flüsse für die weiterfließende Donau entweder eine Zunahme oder Abnahme der Konzentration und der daraus resultierenden Trinkwasserdosis feststellen läßt.

Die mögliche Strahlenbelastung durch Trinkwasser ist in den nächsten vier Abbildungen 6.47 - 6.50 wie in den Abbildungen 6.40 - 6.43 für den Rhein wiederum für den Gesamtkörper, die Schilddrüse und das Körpergewebe dargestellt, wobei die Dosis für den Gesamtkörper durch die Summe der in Kap. 5.2.2 angegebenen 31 Nuklide, die der Schilddrüse überwiegend durch J 131 und die des Körpergewebes durch H 3 verursacht wird. Die Darstellungen geben die schon bei den Aktivitätskonzentrationen geschilderten Punkte in ähnlicher Weise wieder. Auch fällt die stärkere Abnahme der Schilddrüsens dosis bedingt durch den radioaktiven Zerfall des J 131 zwischen zwei Einleitungen auf. Je nach Nuklidspektrum in den einzelnen Maschen, welches sich durch das Zusammenwirken der Einleitungen ergibt, folgt eine unterschiedliche Relevanz der einzelnen Dosen. Dieses läßt sich z. B. an der Darstellung für 1974 erläutern, wo die Aktivitätsfracht von einem Siedewasserreaktor mit relativ geringen H 3-Ableitungen herrührt. Durch die hohe radiologische Bedeutung von

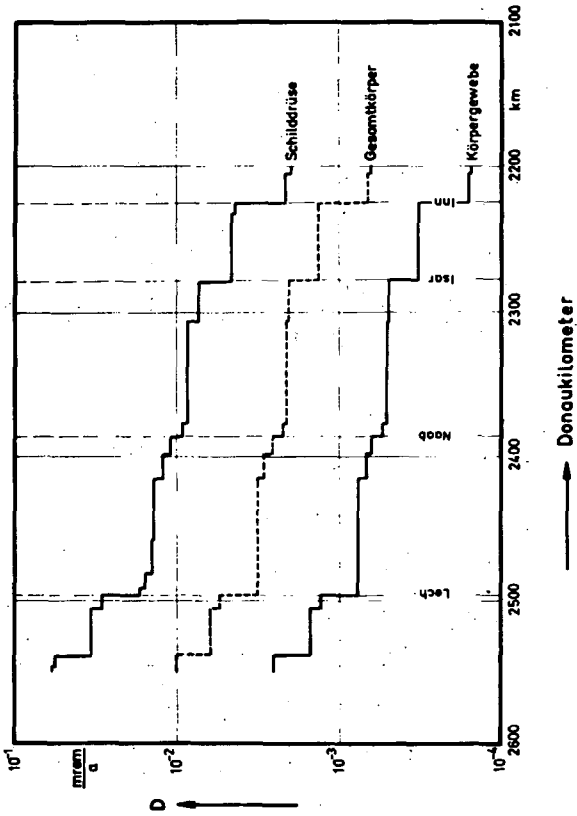


Abb. 6.47: Mögliche Strahlenbelastung durch Trinkwasser aus der Donau für einige Körperteile (ICRP-Standardmensch) — 1974

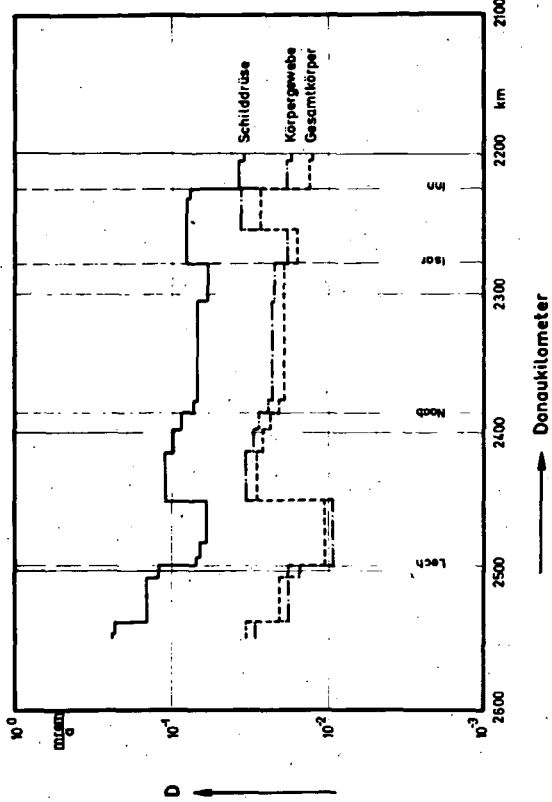


Abb. 6.48: Mögliche Strahlenbelastung durch Trinkwasser aus der Donau für einige Körperteile (ICRP-Standardmensch) — 1990

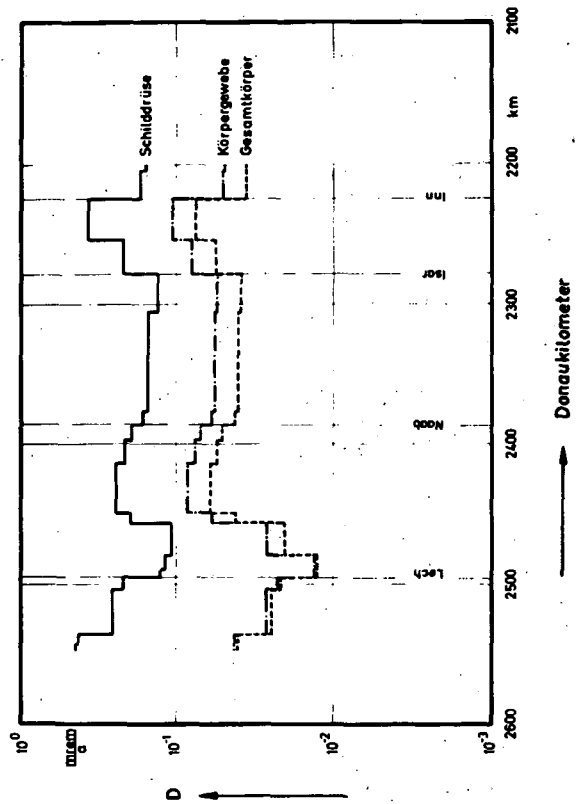


Abb. 6.49: Mögliche Strahlenbelastung durch Trinkwasser aus der Donau für einige Körperteile (ICRP-Standardmensch) — 2020

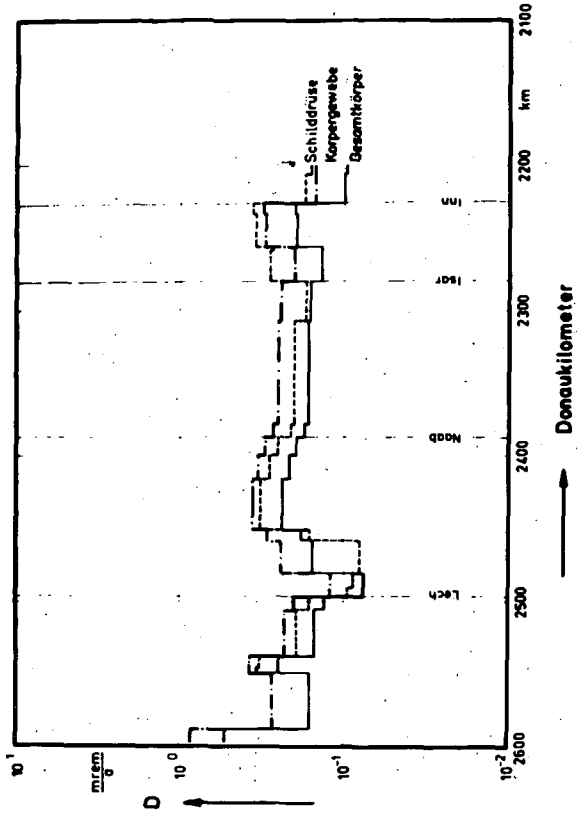


Abb. 6.50: Mögliche Strahlenbelastung durch Trinkwasser aus der Donau für einige Körperteile (ICRP-Standardmensch) — 2070

J 131 fällt somit u. a. die Schilddrüsens dosis in besonderem Maße auf. Im Jahr 2070 ist dagegen die Dosis in der ersten Masche durch Hochtemperaturreaktoren bedingt, welche nach Kap. 5.2.2 geringe Jodableitungen aber höhere Tritiumableitungen erwarten lassen. Die Trinkwasserdosis für die Schilddrüse läßt sich hier bei dem gewählten Maßstab schon nicht mehr darstellen, wogegen die des Körpergewebes zu etwa 1 mrem/a berechnet wird.

In der letzten Abb. 6.51 ist die zeitliche Entwicklung der

Trinkwasserdosis für die letzte Masche der Donau, also an der Grenze, dargestellt. Wie aus den vorigen Abbildungen ersichtlich, ist dies zwar in keinem Jahr die Masche mit der höchsten Aktivitätskonzentration, jedoch ist die zeitliche Entwicklung durch das Zusammenwirken sämtlicher Einleitungen in die Donau anhand dieses Bereiches am besten ersichtlich. Der prinzipielle Verlauf ist analog zu der Darstellung der Trinkwasserdosis am Rhein zu deuten, jedoch fällt hier der klare Sättigungswert für die Schilddrüsensdosis auf, wogegen besonders die Dosen für das Körpergewebe und den Gesamtkörper auch in ferner Zukunft leicht ansteigen.

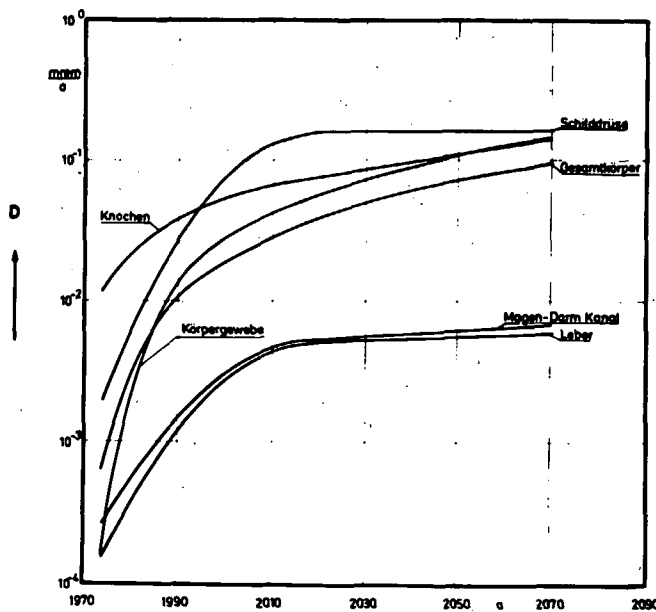


Abb. 6.51: Zeitabhängige mögliche Strahlenbelastung durch Trinkwasser für einige Körperteile (ICRP-Standardmensch) in der letzten Masche der Donau (Grenze)

Dies ist durch den Zubau und die Emissionscharakteristika der Kernkraftwerke bedingt, welche nach Kap. 4 an der Donau installiert werden sollen. Der Zubau von Hochtemperaturreaktoren z. B. ergibt durch seine nach Kap. 5.2.2 zu erwartenden geringen Jodableitungen einen Sättigungswert bei der Trinkwasserdosis in der Schilddrüse, wogegen die Ableitungen der übrigen Nuklide, besonders auch des Tritiums, die restlichen Dosiskurven leicht ansteigen lassen. Hieraus ist die Bedeutung der Zusammensetzung des Nuklidgemisches an einer bestimmten Stelle des Flusses ersichtlich, welches aus den Ableitungen der Reaktoren wie aus der Zusammensetzung der an einem Fluß installierten Kernkraftwerkstypen folgt.

Die dargestellten Ergebnisse zeigen, daß bei den hier getroffenen Voraussetzungen die Aktivitätsfrachten in Rhein und Donau unter dem Gesichtspunkt einer möglichen Trinkwassernutzung in akzeptierbaren Grenzen gehalten werden.

Auch wenn in der Zukunft Fusionsreaktoren realisiert werden können, siehe Abb. 3.13, bleiben die bisherigen Aussagen bezüglich der Körpergewebedosis und in etwa auch der Gesamtkörperdosis größenordnungsmäßig gültig, da die Fusionsreaktoren gemäß dem Konzept in Kap. 5.4 etwa gleich große H 3-Emissionen erwarten lassen wie ein Druckwasserreaktor. Jedoch werden evtl. andere Spalt- und Aktivierungsprodukte wahrscheinlich in wesentlich geringeren Mengen und anderer Zusammensetzung anfallen, so daß bei den übrigen Organdosen Änderungen erwartet werden müssen. Voraussetzung hierfür ist natürlich, daß gemäß der Energieprognose eine ähnliche Zubaurate wie für die Leichtwasserreaktoren realisiert wird. Für eine Bewertung dieser Ergebnisse sei ausdrücklich auf den übergeordneten Charakter der Studie hingewiesen, welcher ökologische Erhebungen konkreter Standorte nicht überflüssig macht.

6.3 Strahlenbelastung durch global verteilte Radionuklide

Langlebige Radionuklide, die aus der Bundesrepublik Deutschland mit der Luft fortgetragen bzw. mit den Fließgewässern schließlich in die Weltmeere gelangen, werden in der Atmosphäre und Hydrosphäre durch verschiedene Transportmechanismen global verteilt. Auf diese Weise können sie mit weltweit emittierten Radionukliden zur Bundesrepublik Deutschland zurückgelangen und zu der Erstbelastung zu weiterer Strahlenbelastung führen. Da es z. Zt. unmöglich ist, die räumlichen und zeitlichen Vorgänge bei dieser globalen Verteilung exakt zu beschreiben, wurden vereinfachte Modelle entwickelt, bei denen eine gleichmäßige Verteilung der Radionuklide in verschiedenen Teilbereichen (Compartments) der Atmosphäre und Hydrosphäre angenommen wird.

Von den hier betrachteten Radionukliden können durch globale Verteilung praktisch nur H 3, Kr 85 und J 129 zu weiterer Strahlenbelastung nach der Erstbelastung beitragen.

6.3.1 Gesamtkörperbelastung durch global verteiltes Tritium

Nach Kap. 5.2 wird das aus Kernkraftwerken freigesetzte H 3 in Form von tritiiertem Wasser, HTO, in die Oberflächengewässer, meist Flüsse, geleitet. Bei Wiederaufarbeitungsanlagen kann man nach Kap. 5.3 annehmen, daß, falls HTO freigesetzt wird, es in die Atmosphäre emittiert wird. Da die Aufenthaltszeit von HTO in der Atmosphäre nur wenige Wochen beträgt, [Ja 68], siehe auch Wasserkreislauf in der BRD nach [Ke 71], kann davon ausgegangen werden, daß das in die Atmosphäre emittierte HTO schließlich zum größten Teil auch in die Fließgewässer gelangt. Das zum überwiegenden Teil mit den Flüssen in die Weltmeere transportierte HTO verteilt sich dort mehr oder weniger gleichmäßig. Durch Verdunstung kann HTO wie H₂O in die Atmosphäre gelangen und so über die verschiedenen Pfade zur Strahlenbelastung beitragen.

Will man die zukünftige Vermischung von HTO in den Weltmeeren mit einem Mehr-Compartment-Modell beschreiben, so müssen die Meere nach den Meeresströmungen in Teilbereiche unterteilt werden. Die Einleitung von tritiiertem Wasser erfolgt nach der Lage der Flüsse. Da, wo nur ein geringer Austausch mit Nachbarmeeeren, aber eine hohe Einleitung von HTO erfolgt, wird die Konzentration erheblich ansteigen, z. B. bei der Ostsee oder dem Mittelmeer. Zurzeit liegen die meisten Daten für ein solches Mehr-Compartment-Modell jedoch nicht vor.

Zur vereinfachten Behandlung der globalen HTO-Vermischung kann man nach dem Modell der Beschreibung des CO_2 -Austausches [Ny 68] das Meerwasser in das der nördlichen und das der südlichen Erdkugel einteilen. Von Messungen der HTO-Konzentration im Meerwasser, das größtenteils im Laufe der Zeit aus der Stratosphäre - das meiste H 3 bei den Atomwaffentests gelangte in die Stratosphäre [Th 65] - über die Troposphäre in die Meere gelangt ist, weiß man, daß sich praktisch das gesamte HTO im Oberflächenwasser mit einer mittleren Vermischungshöhe von 100 m, befindet [Mü 67, Ro 67]. Der Austausch vom Oberflächenwasser, das durch die Wellenbewegung eine starke Vermischung erfährt, zum Tiefenwasser [Ny 68], ist für das vorliegende Problem vernachlässigbar. Bei diesem 2-Compartment-Modell kann man nach den äquatorüberschreitenden Meeresströmungen [He 66, De 61] eine Vermischungszeit von 10 bis 20 Jahren annehmen. Hiernach wurde unter Berücksichtigung des Kernkraftwerkszubaues auf der nördlichen und südlichen Erdhalbkugel ein kleines Rechenprogramm erstellt. Bei der Berechnung der Strahlenbelastung des Gesamtkörpers durch die HTO-Konzentration im Meerwasser wurde davon ausgegangen, daß sich im menschlichen Körper schließlich die gleiche HTO-Konzentration einstellt wie im Meerwasser vorliegt. Die Abb. 6.52 zeigt das errechnete Ergebnis für die Nordhalbkugel der Erde bei einer Austauschzeit zwischen Nord- und Südhalbkugel von 10 Jahren und einem Reaktorzubau nach Kap. 3.4. Es

wurde einmal angenommen, daß das gesamte in die Wiederaufarbeitungsanlagen gelangte H 3 schließlich in die Weltmeere gelangt und zum

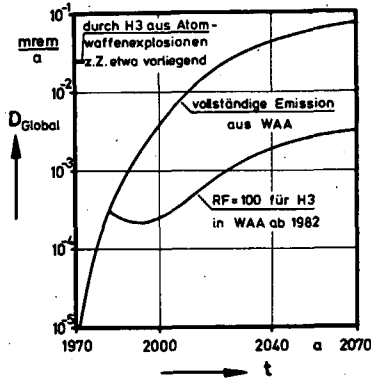


Abb. 6.52: Zu erwartende Gesamtkörperdosis auf der Nordhalbkugel der Erde durch global verteiltes H₃ aus Kernkraftwerken und Wiederaufarbeitungsanlagen (WAA)

anderen, daß ab dem Jahr 1982 - nach der Prognose in Kap. 4.2 erstes Betriebsjahr einer großen Wiederaufarbeitungsanlage in die Bundesrepublik Deutschland - 99% des H 3 in Wiederaufarbeitungsanlagen zurückgehalten wird. Der vollständigen H 3-Emission aus Wiederaufarbeitungsanlagen würde einer Verklappung (Endbeseitigung im Meer) des H 3 in dem Oberflächen-

wasser der Weltmeere entsprechen. Bei einer Rückhaltung von H 3 in Wiederaufarbeitungsanlagen ab dem Jahr 1982 würde, unter Vernachlässigung des H 3 an Atomwaffentests, deren Belastung an der Ordinate abgegeben ist, die Strahlenbelastung zunächst abnehmen, da weniger H 3 zusätzlich in die Meere gelangt, als ständig zerfällt. Falls in der Zukunft H 3 in Wiederaufarbeitungsanlagen zu etwa 99% zurückgehalten wird, ist die zukünftige Gesamtbelastung durch global verteiltes H 3, die etwa um einen Faktor 10 kleiner als die mittlere Dosis auf dem Erstbelastungsweg in der Bundesrepublik Deutschland ist, siehe Abb. 6.18, vernachlässigbar klein. Ob die günstige Endbeseitigung in den Weltmeeren langfristig sinnvoll ist, muß nach Abb. 6.52 bei dem hier prognostizierten Kernkraftwerks-zubau angezweifelt werden.

6.3.2 Haut- und Gesamtkörperbelastung durch global verteiltes Kr 85

Im Gegensatz zu der globalen Verteilung von HTO kann bei Kr 85, das aus kerntechnischen Anlagen in die Troposphäre freigesetzt wird, eine rasche globale homogene Vermischung angenommen werden. Die Löslichkeit von Kr 85 im Meerwasser ist vernachlässigbar klein [Sr 74] und ein Austausch von der Troposphäre in die Stratosphäre findet praktisch nicht statt. Da die Edel-

gaszusammensetzung der Luft sich mit der Höhe bis 20 km nicht ändert, kann von einer homogenen Vermischung über die Troposphäre ausgegangen werden. Die bodennahe Konzentration ist nach der barometrischen Höhenformel [Sa 66] berechenbar. Eine vollständige Vermischung zwischen der nördlichen und südlichen Troposphäre erfolgt in etwa 2 Jahren [Ju 63].

Mit den Freisetzungsraten nach Kap. 5 und dem Kernkraftwerkszubau nach Kap. 3.4 errechnet sich in ähnlicher Art wie beim Tritiummodell die in Abb. 6.53 dargestellte zukünftige Haut- und Gesamtkörperbelastung durch globale verteiltes Kr 85 in der nördlichen Troposphäre. Die Gesamtkörperbelastung ist etwa um einen Faktor 100 kleiner als die Hautbelastung durch

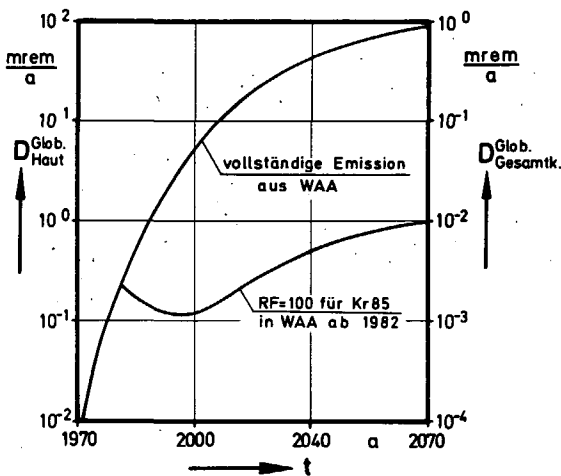


Abb.6.53: Zu erwartende Haut- und Gesamtkörperdosis auf der Nordhalbkugel der Erde durch global verteiltes Kr 85 aus Kernkraftwerken und Wiederaufarbeitungsanlagen (WAA)

β -Submersion. Wie bei H 3 wurde einmal angenommen, daß das in die Wiederaufarbeitungsanlagen gelangte Kr 85 vollständig emittiert und zum anderen zu 99% ab dem Jahr 1982 in Wiederaufarbeitungsanlagen zurückgehalten wird. Im zweiten Fall fällt nach 1982 die Kurve zunächst ab, da der Zerfall von Kr 85 größer ist, als das, was nach 99%-iger Rückhaltung in Wiederaufarbeitungsanlagen in die Atmosphäre gelangt. Im Vergleich zu Abb. 6.22 ist interes-

sant, daß die Hautbelastung durch global verteiltes Kr 85 etwa 10-mal größer ist als die mittlere Dosis auf dem Erstbelastungsweg in der Bundesrepublik Deutschland. Bei gleichem Rückhaltefaktor für H 3 und Kr 85 ist die Gesamtkörperbelastung durch global verteiltes Kr 85 größer als durch global verteiltes H 3, wie aus Abb. 6.52 und Abb. 6.53 zu entnehmen ist.

Auch aus Abb. 6.53 geht hervor, daß eine vollständige Emission alles Kr 85 aus kerntechnischen Anlagen in die Atmosphäre in der Zukunft nicht möglich ist. Legt man eine akzeptable Hautbelastung durch global verteiltes Kr 85 von etwa 1 mrem/a in der Zukunft zugrunde, so muß 99% des in Wiederaufarbeitungsanlagen gelangten Kr 85 zurückgehalten und so endbeseitigt werden, daß es nicht mehr in die Troposphäre kommt, d. h. daß es z. B. auf Stahlflaschen abzufüllen ist.

6.3.3 Schilddrüsenbelastung durch global verteiltes Jod 129

Bei der Betrachtung der globalen Verteilung von HTO und Kr 85 konnte davon ausgegangen werden, daß nahe des Emittenten keine Anreicherungen z. B. auf oder im Erdboden stattfinden. Bei J 129 sind jedoch Anreicherungsverfahren nahe des Emittenten zu erwarten [Kö72.2]. Zurzeit ist nicht abschließend geklärt, wieviel des emittierten J 129 auf den Erdboden gelangt und von dort schließlich in tiefere Bodenschichten ausgewaschen wird. Um die Bedeutung von global verteiltem J 129 abzuschätzen, geht man daher am besten so vor, daß man pessimistisch annimmt, daß das gesamte emittierte J 129 am Jodkreislauf [Mi 63] teilnimmt und so letztlich in die Weltmeere gelangt. Dort vermischt es sich mit dem inaktiven J 127. Durch Verdampfung gelangt es über die Atmosphäre wieder zum Menschen. Die hierdurch hervorgerufene Schilddrüsenbelastung kann berechnet werden, da in der Schilddrüse J 129/ J 127 in gleichem Verhältnis eingebaut wird, wie es im Meer bei der Verdunstung vorliegt. Bei der Vermischung in den Weltmeeren kann Jod wie HTO behandelt werden.

Die Abb. 6.54 zeigt die auf diesen Annahmen basierende zukünftige Schilddrüsenbelastung durch global verteiltes J 129 auf der nördlichen Erdhalbkugel bei einer Vermischungszeit von der Nord- zur Südhalbkugel von 10 Jahren.

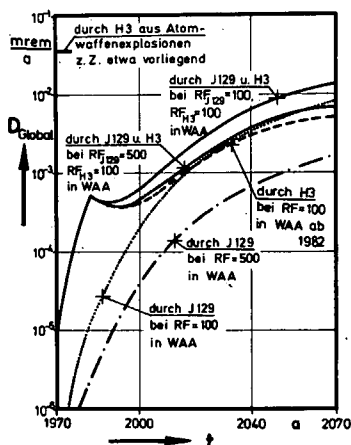


Abb. 6.54: Zu erwartende Schilddrüsendosis auf der Nordhalbkugel der Erde durch global verteiltes H3 und J129 aus Kernkraftwerken und Wiederaufarbeitungsanlagen (WAA) mit verschiedenen Rückhaltefaktoren (RF)

Die Abbildung zeigt im Verhältnis zu den lokalen und regionalen Schilddrüsenbelastungen, siehe Abb. 6.26, daß J 129 schon bei der heute erreichten Rückhaltung von 99% in Wiederaufarbeitungsanlagen kein globales Problem darstellt. Es ist nach Abb. 6.54 im Gegenteil damit zu rechnen, daß die

Schilddrüsenbelastung durch global verteiltes H 3 in der Zukunft größer ist, als durch global verteiltes J 129, auch wenn H 3 in der Zukunft zu 99% in Wiederaufarbeitungsanlagen rückgehalten und aus den Biokreislauf entfernt wird.

7. VERGLEICH DER ZUKÜNFTIGEN STRAHLENBELASTUNGEN MIT DER NATÜRLICHEN STRAHLENBELASTUNG IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND

Da es keine absolute Risikolosigkeit bei der Belastung des Menschen mit ionisierender Strahlung gibt, gilt als oberstes Prinzip jeglichen Strahlenschutzes, die künstliche Strahlenbelastung so gering wie möglich zu halten. Dosis-Wirkungsbeziehungen zur pessimistischen Abschätzung der durch zusätzliche Belastungen hervorgerufenen genetischen und somatischen Schäden wurden für die hier in Frage kommenden niedrigen Strahlenexpositionen, z. B. in [Ja73.1, Ja 74, Hu 74, Fr 74] entwickelt. Die Ergebnisse zeigen in Verbindung mit den heute gültigen Grenzwerten für die Bundesrepublik Deutschland [Sw 72], daß die zusätzlichen Schäden in einer Größenordnung liegen, die mit statistischen Methoden nicht mehr erfaßt werden kann. Trotz dieser Aussage fällt es schwer, über ein angebbares zusätzliches Risiko und sei es auch noch so klein, einfach hinwegzugehen.

Aus diesem Grund scheint es am zweckmäßigsten zu sein, zusätzliche Strahlenexpositionen anhand der sehr unterschiedlichen natürlichen Strahlenbelastung der Bevölkerung zu werten. Niemand in der Bundesrepublik Deutschland denkt daran, seinen Wohnort von der natürlichen Strahlenbelastung an dem betreffenden Ort abhängig zu machen. Zusätzliche Strahlenbelastungen im Rahmen der Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenbelastung sollten ein zumutbares Risiko darstellen, zumal hierbei in der Bundesrepublik Deutschland statistisch keine genetischen und somatischen Schäden festgestellt wurden.

7.1 Die natürliche Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland

Nach dem Strahlenursprung teilt man die gesamte natürliche Strahlenbelastung in drei verschiedene Komponenten, die kosmische, die terrestrische und die innere, d. h. körpereigene Strahlung auf.

7.1.1 Die natürliche kosmische Strahlenbelastung

Die kosmische Strahlenbelastung ist in der geographischen Breite der Bundesrepublik Deutschland praktisch allein eine Funktion der Höhe über dem Meeresspiegel. Ihre Größe in Abhängigkeit von der Höhe über dem Meeresspiegel zeigt Abb. 7.1 [Bo 74.3]. In

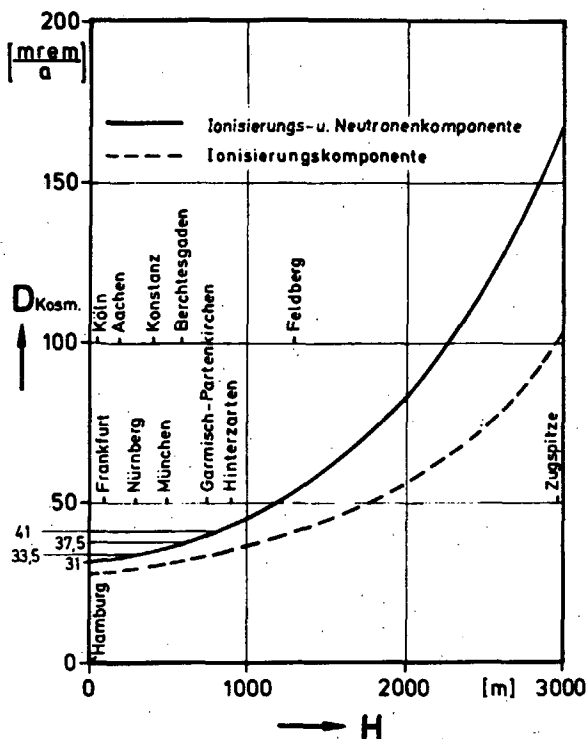


Abb. 7.1: Kosmische Strahlenbelastung in Abhängigkeit von der Höhe in der geographischen Breite der Bundesrepublik Deutschland

Meereshöhe, z. B. Hamburg, beträgt sie etwa 31 mrem/a und auf der Zugspitze, 2964 m über dem Meeresspiegel, etwa 160 mrem/a.

Aus den eingetragenen Städtenamen ist zu erkennen, daß die kosmische Strahlenbelastung für den größten Bevölkerungsteil in der Bundesrepublik Deutschland zwischen 31 und 45 mrem/a liegt. Die lokale Änderung der kosmischen Strahlenbelastung in der Bundesrepublik

Deutschland ist aus Abb. 7.2 ersichtlich. Als Mittelwert errechnet sich ein Wert von etwa 33 mrem/a.

7.1.2 Die natürliche terrestrische Strahlenbelastung

Zur exakten Beschreibung der lokalen terrestrischen Strahlenbelastung ist es notwendig, die Aufenthaltswahrscheinlichkeiten der Bevölkerung in Häusern, im Freien, auf Straßen, in Autos usw. sowie die dort herrschende terrestrische Strahlenbelastung zu kennen. Bisher liegt jedoch ein vollständiger Datensatz für die gesamte Bundesrepublik Deutschland nicht vor.

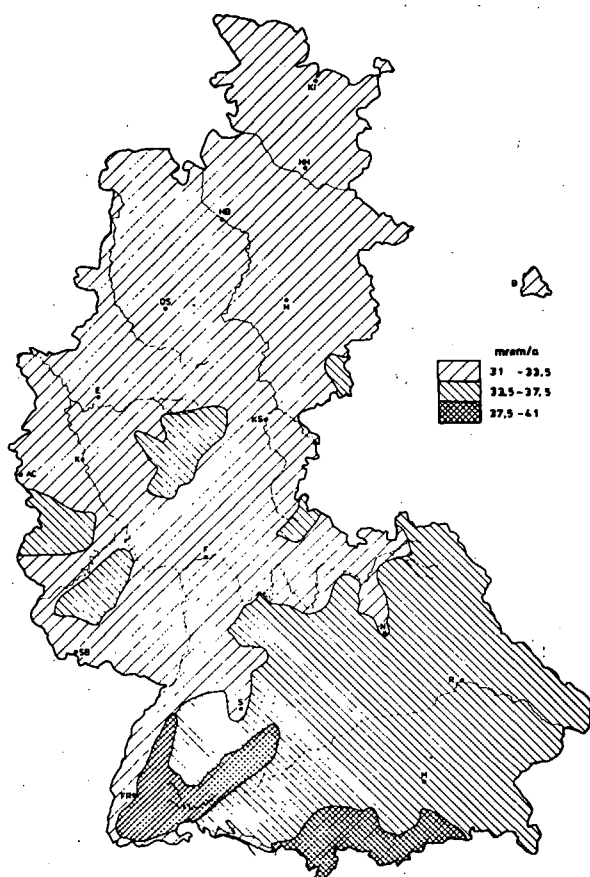


Abb. 7.2: Kosmische Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland

Daten über die Strahlenbelastung im Freien außerhalb von Straßen und auf Straßen mit Einfluß des umgebenden Terrains sowie in Häusern wurden in [He 61, He 64.1, He 64.2, Ge 64, Ge 66, Ke 67, Ke 73, Ko 74.2] angegeben.

Aus diesem Grund geht man zur Angabe der Strahlenbelastung außerhalb von Häusern am besten von einem Durchschnittsmenschen aus, der sich etwa 50% der Zeit auf Straßen und 50% auf dem die Straßen umgebenden Terrain aufhält. Für diesen Fall sind die um das Jahr 1960 vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenfor-

schung durchgeführten Messungen [Ge 66] in etwa die Daten, die man für eine Wichtung benötigt. Die Abbildungen 7.3 und 7.4 zeigen die nach den Meßprotokollen des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung, die von Herrn GEYH für diese Arbeiten freundlicherweise zur Verfügung gestellt wurden, erstellten Karten für Gebiete außerhalb von Städten [Bo 74.3]. Als Vergleich wurden Meßwerte anderer Arbeitsgruppen eingetragen. Nach diesen Karten und mit Hilfe einer geologischen Karte [Bu 73.2] läßt sich die Verteilung der terrestrischen Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland im Freien bei etwa 70% Strahlenbelastung aus dem Bereich der Straße und etwa 30% Strahlenbelastung aus dem die Straße umgebenden Terrain darstellen, siehe Abb. 7.5. In Bayern treten deutlich die Gebiete mit Kalkstein hervor. Die terrestrische Strahlenbelastung ist hier und in einem großen Gebiet zwischen Frankfurt,

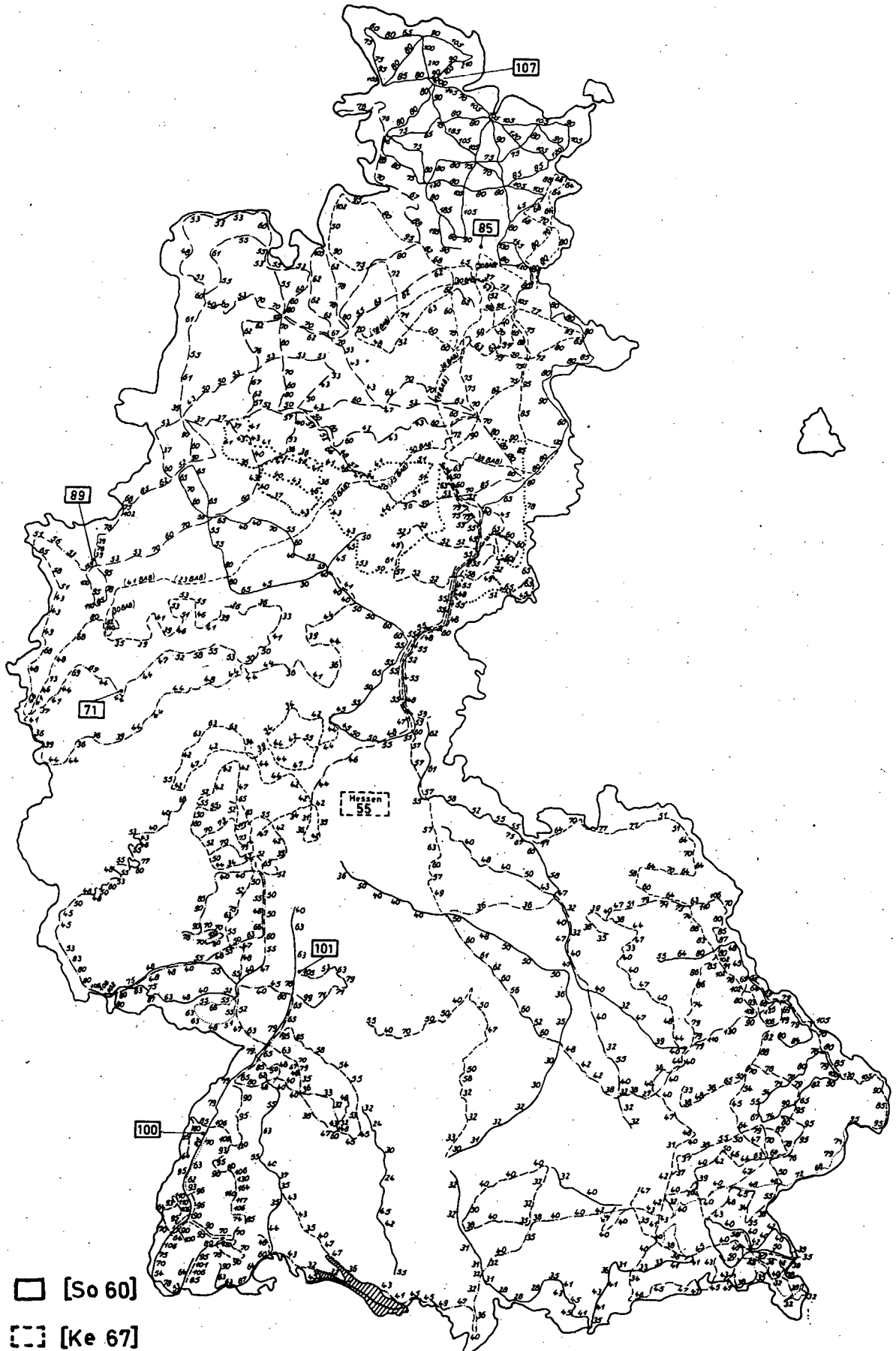


Abb. 7.3: Fahrstrecken des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung Hannover mit den gemessenen mittleren Strahlenbelastungen auf Straßen in mrem/a

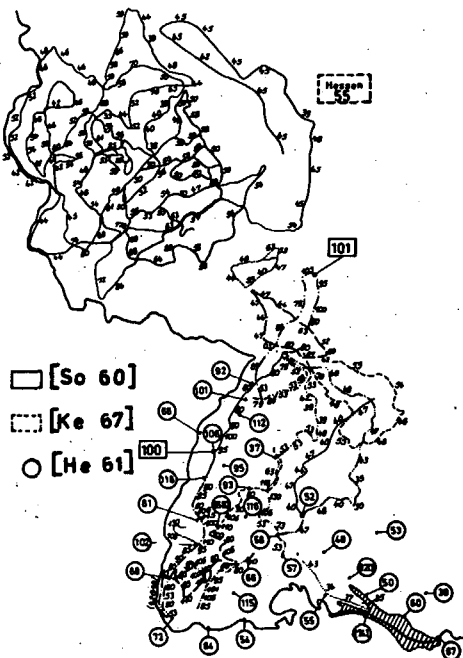


Abb. 7.4: Fahrstrecken des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung Hannover mit den gemessenen mittleren Strahlenbelastungen auf Straßen in mrem/a

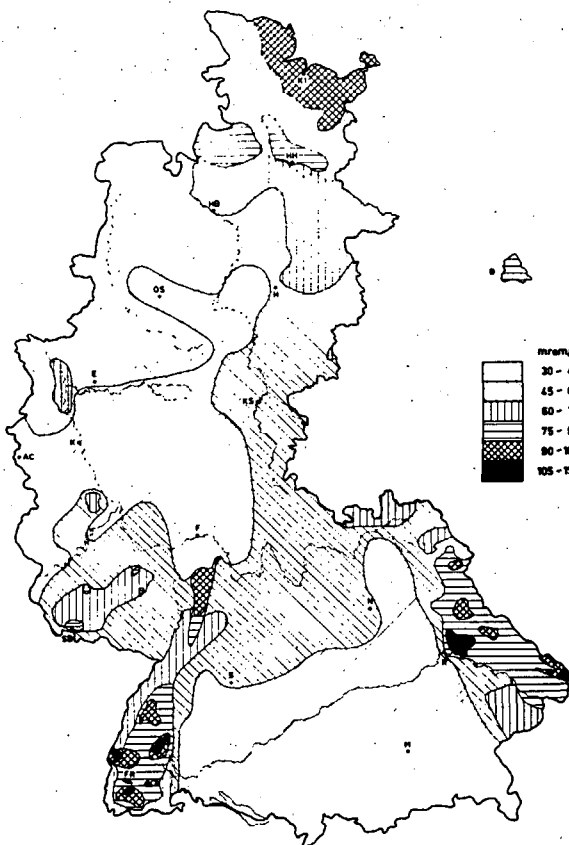


Abb. 7.5: Mittlere terrestrische Strahlenbelastung im Freien außerhalb von Städten in der Bundesrepublik Deutschland. (etwa 70% Straße und 30% Umgebung)

Aachen und dem Teutoburger Wald am niedrigsten. Auffallend heben sich die Granitgebiete im Schwarzwald, Bayerischen Wald und im Odenwald sowie der Kaiserstuhl, der aus Basalt besteht, ab. Für Schleswig-Holstein zeigen neuere Messungen [Ko 74.2] einen um etwa 20 mrem/a niedrigeren Wert. Wahrscheinlich ist dies auf veränderte Straßenbeläge mit anderen Konzentrationen natürlich vorhandener radioaktiver Stoffe zurückzuführen. Für Westberlin wurde wegen mangelnder Meßwerte ein Wert eingezeichnet, wie er für Städte im norddeutschen Raum gilt. Nach dieser Karte schwankt die terrestrische Strahlenbelastung für größere Bevölkerungsgruppen im Freien in der Bundesrepublik Deutschland zwischen 30 und 150 mrem/a. Der von HERBST [He 64.2] in Menzenschwand/Schwarzwald höchste gemessene Wert von 1800 mrem/a kann hier außer acht bleiben, da er oberhalb von Gesteinen aus dem Uranerzlager gemessen wurde und sich dort die Bevölkerung nicht auf-

hält. Der Mittelwert für die gesamte Bevölkerung beträgt etwa 55 mrem/a.

Zum Vergleich ist in Abb. 7.6 die gemessene terrestrische Strahlenbelastung aus [He 64.1] dargestellt. Zieht man für den Atomwaffen-Fallout einen Betrag von 110 mrem/a ab, so zeigt sich mit Abb. 7.5 eine gute Übereinstimmung.

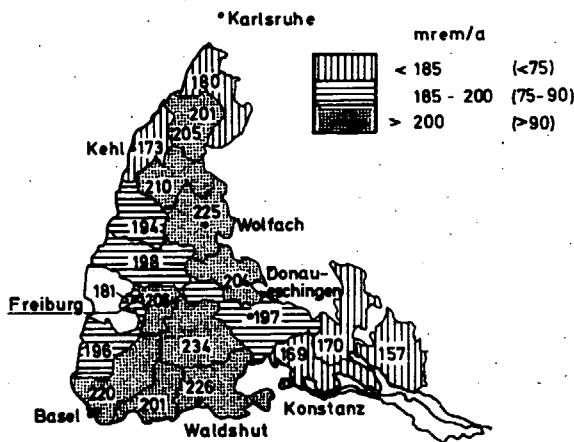


Abb. 7.6: Äußere Strahlenbelastung der Bevölkerung im Süden Baden-Württembergs im Jahre 1963 [He 64.1]

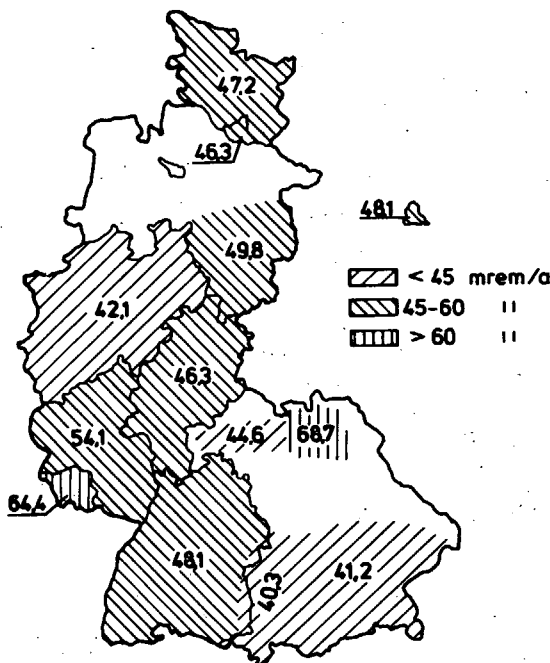


Abb. 7.7: Mittlere terrestrische Strahlenbelastung in einzelnen Ländern der Bundesrepublik Deutschland

Eine befriedigende Übereinstimmung zeigt sich auch, bis auf den Norddeutschen Raum, mit Abb. 7.7, in den bisher veröffentlichten Meßergebnissen [Ko74.2] von einem neuen Meßprogramm, das auf Veranlassung des Bundesministeriums des Innern von mehreren Instituten durchgeführt wird, dargestellt ist.

An der Grenze zwischen Oberösterreich und der Bundesrepublik Deutschland ergeben sich nach [Ts 75] praktisch die gleichen Werte.

Die zweite wesentliche Komponente der terrestrischen Strahlenbelastung ist die Strahlenbelastung in Häusern, die von Radionukliden in den Baumaterialien und dem die Häuser umgebenden Erdreich

stammen. Sie schwankt in der Bundesrepublik Deutschland genauso stark wie die terrestrische Strahlenbelastung im Freien. Vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung wurden Werte von 10 bis 164 mrem/a [Ge 66] und im Rahmen einer neueren Erhebung der natürlichen Strahlenbelastung Werte von 17,2 bis 287 mrem/a [Ko74.2] gemessen. Der Mittelwert für die Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland beträgt nach [Ge 66] ca. 70 mrem/a. In etwa ist die terrestrische Strahlenbelastung in Häusern 30% höher als die Strahlenbelastung im Freien, so daß sich ungefähr die gleiche Verteilung wie in Abb. 7.5 ergibt.

7.1.3 Die natürliche innere Strahlenbelastung

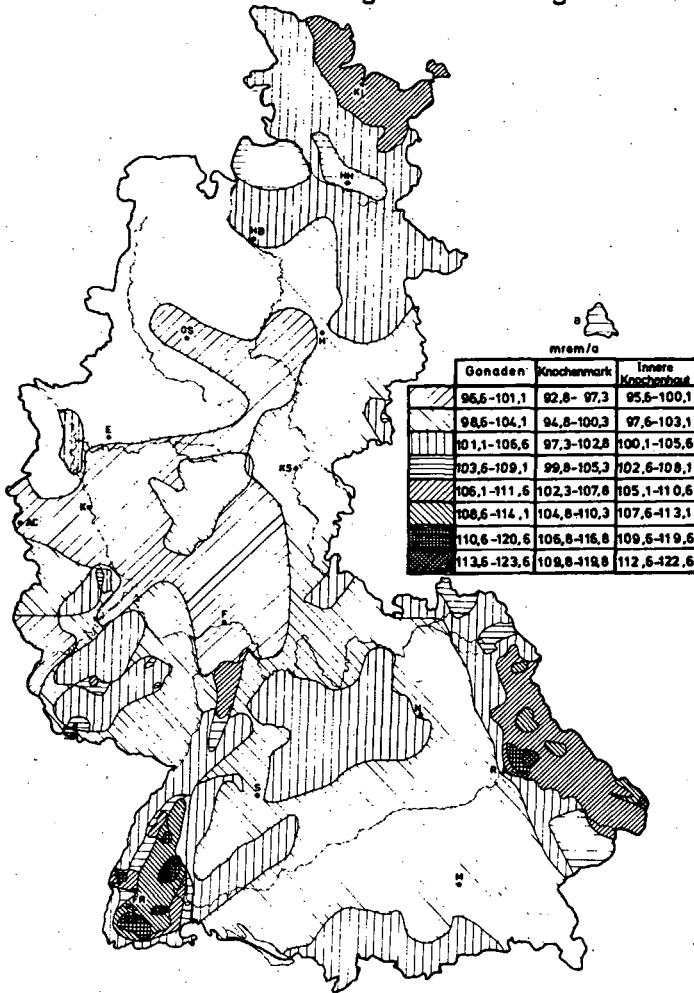
Zur sogenannten inneren Strahlenbelastung, die durch inkorporierte natürliche Radionuklide hervorgerufen wird, trägt eine Reihe von Radionukliden bei, siehe [Un 72]. Nach [Un 72] beträgt sie für die Gonaden 20,8 mrem/a, für das Knochenmark 17 mrem/a und für die innere Knochenhaut (Bone-lining cells) 19,8 mrem/a. Wie weit sie für einzelne Personen in der Bundesrepublik Deutschland differiert, ist nicht bekannt.

7.1.4 Die gesamte natürliche Strahlenbelastung

Aus den oben angegebenen Daten läßt sich zur ersten Abschätzung die ortsabhängige mittlere natürliche Strahlenbelastung für die Bundesrepublik Deutschland darstellen, da sich die Bevölkerung in der Regel über größere Zeiträume in lokal eng begrenzten Gebieten aufhält. Geht man von einem Durchschnittsmenschen aus, der sich zu 80% in Häusern und 20% außerhalb von Häusern aufhält und berücksichtigt man sowohl die Strahlenabschwächung der terrestrischen Komponente durch die oberhalb der wichtigsten Organe befindliche Gewebeschicht als auch die der kosmischen Komponente in Häusern um jeweils 20%, so ist die natürliche Strahlenbelastung des Organs i [Bo 74.3] :

$$D_i = 0,2(0,8 D_{\text{Freien}} + D_{\text{Kosm.}}) + 0,8(0,8 D_{\text{Haus}} + 0,8 D_{\text{Kosm.}}) + D_{\text{Innern}} \quad (7.1)$$

Die Abb. 7.8 zeigt die so gewonnene Karte für die Gonaden, das



Knochenmark und die innere Knochenhaut. Dabei wurde für die Strahlenbelastung in Häusern vereinfachend bis zur endgültigen Klärung der regionalen Abweichung von der Dosisleistung im Freien ein konstanter Wert von

70 mrem/a zugrunde gelegt, so daß die tatsächliche Schwankungsbreite aufgrund der regionalen

Schwankung der Strahlenbelastung in Häusern etwas größer ist. Für die natürliche

Gonadenbelastung ergibt sich für die Bevölkerung der Bundesrepublik

Deutschland etwa ein Mittelwert von 105 mrem/a.

Die Schwankungsbreite

ist für größere Bevölkerungsgruppen ca. 30 mrem/a. Ent-

Abb. 7.8: Ungefäher Verlauf der mittleren natürlichen Strahlenbelastung der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland.

(80% Hausaufenthalt, restliche 20% : etwa 70% Straße, 30% Umgebung)

sprechend den drei natürlichen Strahlenkomponenten dürfte der kleinste Wert für die Gonadenbelastung eines Menschen in der Bundesrepublik Deutschland etwa 65 mrem/a und der größte Wert etwa 300 mrem/a betragen.

In Tab. 7.1 sind die Schwankungsbreiten der natürlichen Strahlenbelastung für einige Organe einzelner Personen und größerer Bevölkerungsgruppen sowie die Mittelwerte zusammengefaßt.

Natürliche Strahlenbelastungs-komponente	Natürliche Strahlenbelastung [mrem/a]					
	Einzelne Personen		Größere Bevölkerungsgruppen		Mittelwert	
	min	max	min	max		
Kosmische Strahlenbelastung aller Organe	31	160	31	45	33	
Terrestrische Strahlenbelastung der Haut	20	300	30	150	55	
	Im Freien					
In Häusern	10	300	40	120	70	
Innere Strahlenbelastung	Gonaden	wie	wie	wie	wie	21
	Knochenmark	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	17
	Innere Knochenhaut					20
Gesamte natürliche Strahlenbelastung	Gonaden			96	126	105
	Knochenmark	65	300	93	123	101
	Innere Knochenhaut			95	125	104

Tab. 7.1: Ungefähre Schwankungsbreite und Mittelwert der natürlichen Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland in mrem/a

7.2 Vergleich der errechneten Werte mit der natürlichen Strahlenbelastung

Wie schon einleitend festgestellt wurde, eignet sich für eine Wertung der errechneten Strahlenbelastung besonders die Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenbelastung, die für einige Organe in den vorangegangenen Kapiteln dargestellt wurde. Während der Gesamtkörper und die Schilddrüse ungefähr die gleiche Dosis wie die Gonaden, das Knochenmark und die innere Knochenhaut erhalten, ist die Strahlenbelastung der verschiedenen Hautpartien wegen der geringen Reichweite der vom Erdboden bzw. den Häuserwänden ausgesandten β -Strahlen [Ke 67] sehr unterschiedlich. Im Mittel dürfte die Hautbelastung etwa 50% höher liegen als die Gonadenbelastung. Die sehr große Schwankung bei der Belastung der Bronchien durch die Folgeprodukte von Rn 222 [Un 72] kann hier außer acht bleiben.

Vergleicht man nun die in Kap. 6 errechneten Werte mit der natürlichen Strahlenbelastung, so zeigt sich, daß bei weitestgehender H 3- und Kr 85-Rückhaltung in Wiederaufarbeitungsanlagen alle Dosen innerhalb des Schwankungsbereichs der natürlichen Strahlenbelastung liegen. Selbst die Maximalwerte, die für die Haut durch β -Submersion um 6 mrem/a und für den Gesamtkörper bei etwa 1 mrem/a liegen, sind für die Haut um mindestens einen Faktor 5 und für den Gesamtkörper etwa um etwa einen Faktor 30 niedriger als die Schwankungsbreite für größere Be-

völkerungsgruppen, Abb. 7.8 und Tab. 7.1. Die pessimistisch berechnete Jod-Belastung für Kleinkinder über den Weide-Kuh-Milch-Pfad wertet man zweckmäßigerweise an der Schwankungsbreite für einzelne Personen. Bei der heutigen Milchversorgung der Bevölkerung, wobei Milch aus verschiedenen Gebieten vermischt wird, dürfte nur eine geringe Anzahl von Kleinkindern eine Schilddrüsenbelastung erhalten, die nahe bei der errechneten liegt. Mit einer berechneten maximalen Schilddrüsenbelastung von etwa 60 mrem/a liegt man dann auch um etwa einen Faktor 5 auf der sicheren Seite.

Aus diesen Ergebnissen kann daher der Schluß gezogen werden, daß durch den Normalbetrieb kerntechnischer Anlagen bei entsprechender Rückhaltung von H 3 und Kr 85 in Wiederaufarbeitungsanlagen die zukünftigen Strahlenbelastungen durch die hier betrachteten Radionuklide, verglichen mit der möglichen natürlichen Strahlenexposition an den einzelnen Wohnorten, nicht unzumutbar groß wird.

8. ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Durch die zunehmende Nutzung der Kernenergie zur Deckung des Energiebedarfs in der Bundesrepublik Deutschland stellt sich die Frage, ob sich hierdurch zukünftig die Strahlenbelastung der Bevölkerung merklich verändert. In der vorliegenden Studie wird versucht, dieses für den Normalbetrieb der zukünftigen kerntechnischen Anlagen zu klären, um evtl. frühzeitig planerisch eingreifen zu können. Darüber hinaus wird untersucht, welche Anlagen hauptsächlich zu einer Belastung beitragen, wo verbesserte oder gegebenenfalls neue Rückhalte-techniken zu entwickeln sind und vorgesehen werden müssen, um die nukleartechnisch bedingte Strahlenexposition in vertretbaren Grenzen halten zu können. Aus zeitlichen Gründen konzentrieren sich die Untersuchungen im vorliegenden 1. Bericht im wesentlichen auf die nach heutigem Kenntnisstand radioökologisch wichtigen Nuklide Tritium ($H\ 3$), auf die Edelgase $Kr\ 85$ und $Xe\ 133$ sowie auf die Jodisotope $J\ 131$ und $J\ 129$.

Bevor im einzelnen auf die Ergebnisse eingegangen wird, sollen zunächst nochmals zusammenfassend die getroffenen Annahmen, die benutzten Grundlagen und eingeführten Vereinfachungen kurz beschrieben werden:

- die radiologischen Untersuchungen in der Bundesrepublik Deutschland gehen von einer Energieprognose aus, die im Prognosezeitraum von 100 Jahren (1975 - 2075) für den elektrischen Energiebedarf eine Steigerung um einen Faktor 9 auf etwa 3000 TWh/a ($10,8 \cdot 10^9$ GJ/a) und für den Primärenergiebedarf um den Faktor 4 auf $44 \cdot 10^9$ GJ/a aufweist. Der Anteil der Kernenergie zur Deckung des Primärenergiebedarfs steigt unter Berücksichtigung der technisch und wirtschaftlich wichtigen Reaktortypen von z. Z. ca. 3% über ca. 45% im Jahr 2000 auf fast 80% am Planungsende. Die installierte elektrische Kraftwerksnettoleistung steigt von 67 GW auf 540 GW im Jahre 2070,

von denen 120 GW_{el} auf sogenannte Koppelanlagen, die sowohl elektrische Energie als auch Prozeßwärme abgeben, entfallen.

- Die Standortfestlegung für Reaktoren erfolgte über eine regionale Energiebedarfsanalyse sowie unter Einbeziehung von standort-, anlagenspezifischen, logistischen und sicherheitstechnischen Kriterien. Ähnliche Maßstäbe wurden bei der Standortwahl für Wiederaufarbeitungsanlagen zugrunde gelegt.
- Zur Ermittlung der weltweiten Auswirkungen wird eine Zunahme des Primärenergiebedarfs um das 21-fache in den nächsten 100 Jahren angenommen mit einem Deckungsanteil durch Kernenergie von über 80% im Jahre 2070.
- Die angegebenen Aktivitätsabgaben von Reaktoren sind Erwartungswerte und wurden festgelegt soweit möglich unter Berücksichtigung von vorliegenden Betriebserfahrungen und heutigen technischen Möglichkeiten, bzw. für die fortgeschrittenen Reaktortypen - Hochtemperaturreaktoren und natriumgekühlte Schnelle Brüter - anhand von Abschätzungen an Modellvorstellungen sowie Erfahrungen an Prototypen.
- Die aus großtechnischen Wiederaufarbeitungsanlagen abgegebenen Aktivitätsmengen basieren auf Rechnungen und sind Erwartungswerte, die sich in Abhängigkeit vom Schwermetalldurchsatz bei einer Abkühlzeit der Brennelemente von 180 Tagen ergeben. Ferner soll im Rahmen dieser Studie davon ausgegangen werden, daß die Emissionen größtenteils mit der Abluft erfolgen, so daß im Vergleich zu der großen Anzahl von Reaktoren durch die wenigen Wiederaufarbeitungsanlagen mit dem Abwasser radioökologisch nur unbedeutende Mengen freigesetzt werden.

- Die Berechnung der Transportvorgänge in der Atmosphäre beruhen im lokalen und modifiziert auch im regionalen Bereich auf dem statistischen Ausbreitungsmodell nach TAYLOR. Die Rechnungen erfolgen jedoch mit Diffusionsparametern nach McELROY, die für Gebiete mit größerer Bodenrauigkeit als repräsentativ angesehen werden können. Den von Ort zu Ort unterschiedlichen Ausbreitungsverhältnissen wird durch ein System von 9 Standortklassen Rechnung getragen, für die jeweils ein repräsentatives System effektiver Ausbreitungsparameter angegeben werden kann.
- Die Verfrachtung von Radionukliden in Fließgewässern wird unter Zugrundelegung einer Gleichverteilung in einzelnen Flußabschnitten, vereinfachenden Annahmen in bezug auf das Nuklidverhalten im Wasserkörper und konservativer Daten für die Wasserführung (MNQ-Werte) untersucht. Es wird zunächst nur die Trinkwasserversorgung betrachtet, über die größere Teile der Bevölkerung evtl. belastet werden können.
- Die Berechnung der Strahlenbelastung aus der Aktivitätskonzentration in Luft bzw. Wasser erfolgte über Dosiskonstanten für den jeweils kritischen Belastungspfad, wobei der Metabolismus im menschlichen Körper in Anlehnung an die Empfehlungen der ICRP, z. T. jedoch unter Verwendung neuerer Daten erfaßt wurde.
- Die Untersuchung der Auswirkungen global verteilter Radionuklide erfolgt vereinfachend nach Mehr-Compartment-Modellen. Zur Bestimmung der Dosis wird von einer Gleichgewichtskonzentration zwischen Mensch und Umgebung ausgegangen.

Die auf diesen Annahmen und Grundlagen durchgeführten Untersuchungen zeigen, daß eine vollständige Freisetzung aller im Normalbetrieb anfallenden Aktivitäten sowohl aus lokaler als auch aus globaler Sicht selbst in naher Zukunft ausgeschlossen ist. Während Kernreaktoren im Normalbetrieb meist nur in sehr geringem Umfang zur Strahlenbelastung der Bevölkerung beitragen, ist eine Aktivitätsrückhaltung in Wiederaufarbeitungsanlagen durch geeignete Verfahren als unumgänglich anzusehen. Mit Hinblick auf die z. Z. gegebenen technischen Möglichkeiten ist in den ersten größeren Anlagen eine Rückhaltung für H 3 und Kr 85 von 90% (RF = 10) und für Jod von 99% (RF = 100) anzustreben. Langfristig sind jedoch für die beiden ersten Nuklide, (H 3 und Kr 85), Rückhaltefaktoren in Wiederaufarbeitungsanlagen von 99% (RF = 100) und für Jod von 99,8% (RF = 500) als erforderlich anzusehen. Darüber hinaus muß aufgrund der weltweiten Emissionen und Verteilung bestimmter langlebiger Nuklide angestrebt werden, die abgeschiedenen Radionuklide durch geeignete Endbeseitigung dem Biozyklus auf Dauer zu entziehen, da sich die Biosphäre mit ihrem begrenzten Vermischungsraum infolge der Kumulation der langlebigen Nuklide als begrenzender Faktor erweist.

Die zusätzlichen Stromgestehungskosten für die Rückhaltung von H 3, Kr 85 und Jod in Wiederaufarbeitungsanlagen werden nach einer vorläufigen Abschätzung in der ersten Stufe auf ca. 15 DM/GWh (0,0015DPf/kWh) und für die zweite Stufe auf 260 DM/GWh (0,026DPf/kWh) nach heutigen Preisen zu veranschlagen sein. Hieraus folgt, daß eine Verbesserung der Rückhaltetechniken für eine um eine Größenordnung höhere Rückhaltung der oben angegebenen Radionuklide nur durch einen mehr als zehnfach höheren Kostenaufwand realisierbar ist. Diese Zahlen können naturgemäß nur als grobe Anhaltswerte verstanden werden. Eine genauere Aufschlüsselung der Investition - und Betriebskosten ist nur im Rahmen der Erstellung baureifer Unterlagen möglich.

Legt man nun einer radioökologischen Betrachtung die vorab erwähnten Emissionen mit den projizierten Rückhaltefaktoren in Wiederaufarbeitungsanlagen zugrunde, so sind langfristig über die verschiedenen Belastungspfade Strahlenbelastungen wie folgt zu erwarten:

- im lokalen und regionalen Bereich durch kontaminierte Abluft (Erstbelastung),
- im lokalen und regionalen Bereich durch kontaminiertes Trinkwasser (Erstbelastung),
- im globalen Bereich durch Kumulation bzw. durch atmosphärische und hydrologische Austauschvorgänge weltweit verteilter Radionuklide.

Im gesamten Prognosezeitraum ergeben sich auf dem Erstbelastungsweg im lokalen und regionalen Bereich über den Luftpfad (ohne Berücksichtigung der globalen Anteile) mittlere Strahlenexpositionen, die für die Haut von gegenwärtig 0,004 mrem/a auf ca. 0,1 mrem/a, für den Gesamtkörper von 0,001 auf ca. 0,02 mrem/a und für die Schilddrüse von Kleinkindern von 0,1 mrem/a auf etwa 2 mrem/a ansteigen. Die quellenahen Maximalwerte ändern sich dagegen im Prognosezeitraum nur unwesentlich und liegen für die Haut bei ≤ 6 mrem/a, für den Gesamtkörper bei ≤ 1 mrem/a und für die Schilddrüse von Kleinkindern bei ≤ 60 mrem/a.

Die mögliche Strahlenbelastung durch Trinkwasser aus aufbereitetem Flußwasser des Rheins und der Donau wird, bedingt durch das hier angenommene nahezu abwasserfreie Konzept von Wiederaufarbeitungsanlagen, praktisch nur durch Reaktoren verursacht. Die wichtigsten Körperorgane wie Gesamtkörper, Körpergewebe, Schilddrüse und Knochen können auf dem Erstbelastungsweg z. Z. Dosen zwischen ca. 0,001 und 0,2 mrem/a am ungünstigsten Ort erhalten. Gemäß der Zubauprognose ergeben sich am Ende des

Prognosezeitraumes Strahlenexpositionen zwischen etwa 0,05 und 1 mrem/a. Diese Dosen werden für das Körpergewebe durch H 3, für die Schilddrüse hauptsächlich durch J 131 und für die Knochen im wesentlichen durch Sr 90 hervorgerufen. Die Belastung des Gesamtkörpers wird durch die Summe aller Spalt- und Aktivierungsprodukte, überwiegend jedoch durch H 3 verursacht.

Eine Strahlenbelastung durch global verteilte Nuklide kann nur durch Radionuklide mit einer langen physikalischen Halbwertszeit erfolgen, vorausgesetzt, sie werden auch weiträumig verteilt. In diesem Zusammenhang können hier die Betrachtungen auf Kr 85, H 3 und J 129 beschränkt werden. Im Prognosezeitraum erhöht sich die zusätzliche Hautbelastung durch Kr 85, eine 99%-ige Rückhaltung in Wiederaufarbeitungsanlagen vorausgesetzt, von gegenwärtig ca. 0,05 mrem/a auf etwa 1 mrem/a im Jahre 2070. Die Dosen für den Gesamtkörper durch H 3 liegen im Bereich von z. Z. etwa 0,0001 mrem/a bis etwa 0,005 mrem/a im Jahr 2070, wenn man zukünftig eine 99%-ige Abtrennung in Wiederaufarbeitungsanlagen und eine kontrollierte Endbeseitigung annimmt. Dagegen wird die Schilddrüsenbelastung durch global verteiltes J 129 kleiner sein als durch in der Schilddrüse inkorporiertes H 3.

Aus den Untersuchungen wird bei Einbeziehung der anfangs genannten Voraussetzungen in bezug auf die Aktivitätsrückhaltung deutlich, daß die durch die Kerntechnik bedingten Strahlenbelastungen in der Bundesrepublik Deutschland kleiner sind, als die Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenbelastung, die für größere Bevölkerungsgruppen bei etwa 30 mrem/a liegt. Der höheren Schilddrüsenbelastung - Dosis eines Einzelorgans - sind bei dem hier angewendeten pessimistischen Modell wahrscheinlich nur wenige Kleinkinder ausgesetzt. Eine Wertung sollte daher an der Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenbelastung für einzelne Personen erfolgen. Daneben hat eine Gesamtkörperbelastung, wie sie durch die natürliche Strahlenbe-

lastung hervorgerufen wird, eine wesentlich größere Bedeutung, als die Belastung eines Einzelorgans in gleicher Höhe. Es kann daher erwartet werden, daß die zusätzliche Strahlenbelastung durch den Normalbetrieb der Kernkraftwerke und Wiederaufarbeitungsanlagen zu keiner feststellbaren Erhöhung des Strahlenrisikos führen wird. Es wird sich in dem Rahmen bewegen, der durch die natürliche Strahlenbelastung vorgegeben ist. Niemand denkt daran, seinen Wohnort nach der natürlichen Strahlenbelastung zu wählen.

Auch wenn es zunächst aus verfahrenstechnischen Gründen nicht gelingen sollte, die obengenannten langfristig anzustrebenden Rückhaltegrade in Wiederaufarbeitungsanlagen zu realisieren, bleibt obige Feststellung in ihrem grundsätzlichen Inhalt bestehen, da eine Reduzierung der Strahlenbelastung im lokalen Bereich, z. B. auch durch eine Vergrößerung der effektiven Emissionshöhe erreicht werden kann. Aus globaler Sicht sollte jedoch die Verwirklichung der angegebenen Abtrennfaktoren möglichst frühzeitig angestrebt werden.

Den Ergebnissen kann weiterhin entnommen werden, daß die Bevölkerungsdosis auch durch eine Konzentrierung von Reaktoren in Nuklearparks nicht wesentlich vermindert werden kann, wenn am Konzept von möglichst verbrauchsnahe Standorten festgehalten und nicht gleichzeitig die Aktivitätsabgaberate reduziert wird.

Rädiöökologische Auswirkungen der Fusionstechnologie, soweit man zum gegenwärtigen Zeitpunkt überhaupt schon Aussagen machen kann, sind in erster Linie in der H³-Abgabe mit dem Abwasser zu sehen. Die Abgaberraten einer Einzelanlage sind jedoch vergleichbar mit der eines Druckwasserreaktors, so daß eine von der prognostizierten um Größenordnungen abweichende Gesamtkörperbelastung nicht zu erwarten ist. Außerdem ist zu berücksichtigen, daß von dem aus Spaltungsreaktoren emittierten Nuklidspektrum in Fusionsreaktoren praktisch nur Tritium anfällt, so daß von daher verschiedene z. Z. sehr wichtige Belastungspfade an Bedeutung verlieren.

Abschließend sei darauf hingewiesen, daß alle Ergebnisse und Schlußfolgerungen nur in Zusammenhang mit den Eingangsvoraussetzungen und dem gewählten analytischen Rahmen zu sehen und zu beurteilen sind. Die Aussagen enthalten daher zwar problembedingte Unsicherheiten, sind aber dennoch geeignet, den langfristigen Trend der radioökologischen Entwicklung und der zu erwartenden Strahlenbelastung zu verdeutlichen. Dabei zeigt sich, daß die durch die Kerntechnik initiierten Probleme nicht ausschließlich im nationalen Rahmen zu lösen sind, sondern im Hinblick auf die Tragweite global verteilter Radionuklide auf multinationaler Ebene angegangen werden müssen.

9. LITERATUR

- [Ah 70] Ahorner, L. et al.:
Die Verbreitung von schadenverursachenden Erdbeben
auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland;
Zeitschrift für Geophysik, 36, 1970, 313-343,
Physica-Verlag, Würzburg
- [Ah 74] Ahlf, J. et al.:
Ein Bestrahlungsversuch an HTR-Brennstoffproben im
FGR-2 mit Bestimmung der Freisetzungsrates gasför-
miger Spaltprodukte im Bereich von 250° C bis 1200° C;
Atomkernenergie, 1974
- [Al 67] Allen, J.:
The Release of Iodine from Uranium Dioxide Fuel;
The Journal of the British Nuclear Energy Society,
1967
- [Am 73] v. Ammon, R. et al.:
1. Halbjahresbericht 1973, Projekt Nukleare
Sicherheit; KFK 1859, Nov. 1973
- [Am 74] v. Ammon, R. et al.:
1. Halbjahresbericht 1974, Projekt Nukleare
Sicherheit; KFK 1908, Nov. 1974
- [Au 64] Aurand, K., Behrens, H.:
Untersuchung zum Auftreten von langlebigen Spalt-
produkten im Trinkwasser;
Atompraxis, 1964
- [Au 73] Aurand, K. et al.:
Abgabe radioaktiver Abwässer aus Kernkraftwerken;
atomwirtschaft, 1973
- [Au 74] Aurand, K.:
Erfassung radioaktiver Abwässer aus Kernkraftwerken;
atomwirtschaft, 1974
- [Av 73] AVR-GmbH:
Zwei weitere Jahre erfolgreicher AVR-Betrieb;
AVR-Projektinformation, 1973
- [Ba 70] Baust, E.:
Hochtemperatur-Kugelhaufenreaktor: Sicherheitstechni-
sche Gesichtspunkte;
VGB-Kernkraftwerks-Seminar, 1970
- [Ba 72] Bayerische Landesstelle für Gewässerkunde:
Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Donaugebiet,
Abflußjahr 1968, München, 1972

- [Ba 73] Baack, D.:
Standortwahl von Kraftwerken;
Diplomarbeit am Institut für Elektrische
Anlagen und Energiewirtschaft der RWTH
Aachen, 1973
- [Ba 74.1] Badger, B. et al.:
UWMAK-1, A Wisconsin Toroidal Fusion Reactor
Design;
UWFD-68, Vol. 1, Kap. VIII, Rev. Ed. March 15,
1974
- [Ba 74.2] Bayer, A. et al.:
Die zukünftige Tritium-Belastung des Oberrheins;
Reaktortagung 1974, Berlin
- [Ba 74.3] Bayer, A. et al.:
Population Dose Considerations for the Release
of Tritium, Noble Gases and Iodine-131 at a
Special Region;
IAEA SM-184/1, Portoroz, 1974
- [Bb 72] Emissionsquellstärke von Kernkraftwerken
Schriftenreihe Kernforschung 6, herausgegeben
vom Bundesminister für Bildung und Wissenschaft
Bonn, Juli 1972
- [Be 73.1] Beaujean, H. et al.:
Gaseous radioactive emissions from reprocessing
plants and their possible reduction
IAEA/SM-172/17; Symposium on environmental
behaviour of radionuclides released in the
nuclear industry, 1973, Aix en Provence
- [Be 73.2] Beckers, K. A. et al.:
Tritiumdurchlässigkeit eines Dampferzeuger-
stahls im Temperaturbereich zwischen 350° C -
600° C;
Reaktortagung 1973, Karlsruhe
- [Be 74] Betriebsergebnisse der deutschen Kernkraftwerke
1973;
Atomwirtschaft 1974
- [Bi 74] Bieselt, Roland:
Gemeinsame Einsatz- und Ausbauplanung des
Kraftwerkparcs und Hochspannungsnetzes,
Dissertation an der RWTH Aachen, 1974
- [Bi 66] Biersack, J.:
Über die Spaltgasabgabe zylindrischer UO₂-
Sinterkörper;
HMI-B 49, 1966

- [BiRa.72] Bieselt, Rainer:
Untersuchung des Problems der Kühlung des kalten Endes der Wärmekraftwerke;
Studienarbeit am Institut für Elektrische Anlagen und Energiewirtschaft der RWTH Aachen, 1972
- [BiRo.72] Bieselt, Roland:
Bau und Einsatz von Kraftwerken;
Schriftenreihe: Energiepolitik in Nordrhein-Westfalen, Studie im Auftrag des Ministers für Wirtschaft, Mittelstand und Verkehr in NRW, 1972
- [Bk 74] Brenk, H.D., Vogt, K.J.:
Meteorologische Standortklassen in der Bundesrepublik Deutschland als Grundlage von Umweltprognosen für kerntechnische Anlagen;
JüI 1142-ST, Okt. 1974
- [BI 67] Block, W., Schneider, H.:
Zur Frage der Belastung des Rheins mit radioaktiven Nukliden, Gas- und Wasserfach;
Fortsetzungen in den Jahren 1967-1970
- [Bo 71] Boehnert, R., Bonka, H.:
Zu erwartende Tritiumverunreinigung durch Kernreaktoren in der Luft und im Wasser bei homogener Verteilung bis zum Jahr 2000;
JüI-763-RG, 1971
- [Bo 72.1] Bonka, H., Boehnert, R.:
Die Tritiumverunreinigung der Umwelt durch Kernreaktoren bis zum Jahr 2000;
Vortrag auf der Reaktortagung 1972, Hamburg
- [Bo 72.2] Bohn, Th., Förster, S., Jordan, H. L.:
Kernfusion, ein umweltfreundliches Energieerzeugungsverfahren?;
Umweltreport: Unser verschmutzter Planet, S. 347 ff, Umschau-Verlag, Frankfurt/Main, 1972
- [Bo 73] Bonka, H., Brüssermann, K.:
Die Jodfreisetzung aus Kernkraftwerken und Wiederaufarbeitungsanlagen sowie Abschätzung der zukünftigen Umgebungsbelastung;
JüI-997-RG, 1973
- [Bo 74.1] Bonka, H., Brenk, D., Brüssermann, K., Schwarz, G.:
Die Strahlenbelastung durch die Abluft kerntechnischer Anlagen in der Bundesrepublik Deutschland;
Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V., Helgoland, 1974

- [Bo 74.2] Bonka, H.:
Bemessungsgrundlage zur Strahlenbelastung durch Kr 85 in der Umgebung von kerntechnischen Anlagen;
Bericht vor dem ad hoc-Ausschuß "Rückhaltung radioaktiver Stoffe/Luft", BMI, 1974
- [Bo 74.3] Bonka, H.:
Die ortsabhängige mittlere natürliche Strahlenbelastung der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland;
Atomkernenergie 23, 1974, S. 137-150
- [Br 71] Branca, G. et al.:
Principles and Methods for the Derivation of a Formula for the Discharge of Radioactive Liquid Wastes in Surface Waters;
EUR 4636, 1971
- [Br 73] Branca, G. et al.:
Applications of a Derived Formula for the Discharge of Radioactive Liquid Wastes;
EUR 4897, 1973
- [Bu 73.1] Buch, A.:
Planung und Standortwahl von Kraftwerken;
Krauskopf-Verlag, 1973
- [Bu 73.2] Geologische Karte der Bundesrepublik Deutschland;
Bundesanstalt für Bodenforschung, Hannover 1973
- [Ca 70] Castleman, A. W.:
Fission-Product Behaviour in Sodium;
Nuclear Safety, 1970
- [Ca 71] Carroll, R. M.:
Fission-Gas Effects in Reactor Fuels
Part I, Basic Studies
Part II, Engineering Applications;
Nucl. Safety 1971
- [Ca 74] Cautius, W. et al.:
Der Betrieb des Versuchskraftwerks AVR und die HTR-Entwicklung;
atomwirtschaft 1974
- [Da 73] Davis, J. S. et al.:
A cryogenic approach to fuel reprocessing gaseous radwaste treatment;
Noble Gas Symposium, Las Vegas, 1973

- [Da 74.1] Darvas, J.:
Blanket Design with low Lithium and Tritium
Inventories Nuclear Fusion, Special Supplement
"Fusion Reactor Design Problems";
IAEA Wien, Nov. 1974, S. 377 ff
- [Da 74.2] Davis, J. S., Russel, J. L.:
Persönliche Mitteilung 1974
- [De 61] Defant, A.:
Physical oceanography;
Pergamon Press, 1961
- [Di 74] Directorate of Regulatory Operations, USAEC:
Report on Releases of Radioactivity in Effluents
from Nuclear Power Plants for 1971
- [Du 68] Dudey, N. D.:
Review of Low-Mass Atom Production in Fast Reactors;
ANL-7434, 1968
- [Ei 72.1] Eigenwillig, G. G., Eickelpasch, N.:
Grundlage für die Berechnung der Edelgas- und
Jodfreisetzung aus defekten Brennelementen
eines SWR; Reaktortagung 1972, Hamburg
- [Ei 72.2] Eigenwillig, G. G. et al.:
Grundlage zur Berechnung der Edelgas- und Jod-
freisetzung aus dem Kern eines Siedewasserreaktors;
AEG-TFK, E 31 R 2 AC, Bericht Nr. 2283, 1972
- [Ei 72.3] Eickelpasch, N.:
Radioaktivität und Strahlenschutz in einer SWR-Anlage;
Atom und Strom, 1972, 10
- [Ei 72.4] Eickelpasch, N.:
Radioaktivitätsabgabe mit der Abluft und dem Abwasser
während der 5 Betriebsjahre des Kernkraftwerkes
Gundremmingen und ihre Ursache;
Reaktortagung 1972, Hamburg
- [Ei 59] McElroy, J. L.:
A comparative study of urban and rural dispersion;
J. of Appl. Meteorology 8, 1, 19, 1969
- [Fe 70] Felix, F. W.:
Zur Beweglichkeit von Edelgasatomen in neutronen-
bestrahlten Ionenkristallen und Kernbrennstoffen;
HMI - B 93, 1970

- [Fe 72] Feldt, W.:
Strahlenschutzaspekte in der aquatischen Radio-
ökologie;
EUR 4800, 1972
- [Fe 74] Feldt, W.
Radioökologie der Binnengewässer und des Meeres;
Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz
e. V., Helgoland, 1974
- [FI 71] Wirtschaftliche Aussichten von mit nuklearer
Prozeßwärme erzeugtem technischen Wasserstoff;
Fichtner, Beratende Ingenieure,
Studie im Auftrag des BMBW, 1971
- [FI 70] Flynn, K. F., Glendenin, L. E.:
Yields of Fission Products for Several Fissionable
Nuclides at Various Incident Neutron Energies;
ANL-7749, 1970
- [FI 71] Fletcher, J. F. et al.:
HERMES - Digital Computer Code for Estimating
Regional Radiological Effects from the Nuclear
Power Industry;
HEDL-TME-71-168, 1971
- [FI 73] Fletcher, J. F., Dotson, W. L., Peterson, D. E.,
Betson, R. P.:
Modelling the regional transport of radionuclides
in a major United States river basin;
IAEA/SM-172/40 bzw. HEDL-SA-507
- [Fr 74] Fritz-Niggli, H.:
Anforderungen an die Reaktorsicherheit aus der
Sicht der Strahlenbiologie, genetische Aspekte;
Tagungsreferate der Schweizerisch. Vereinigung
für Atomenergie, Nov. 1974
- [Fu 73] Furrer, J. et al.:
Jodfilterung aus der Abluft von Wiederaufarbeitungs-
anlagen;
Seminar über Jodfilter und ihre Prüfung,
Karlsruhe, Dez. 1973
- [Ga 74.1] Gabriel, H. W., Wahweiler, G.:
Persönliche Mitteilung
- [Ga 74.2] Gabriel, H. W.:
Rückhaltung radioaktiver Stoffe beim HTR 1160 im
Rahmen des bestimmungsgemäßen Betriebes;
KTG-Tagung, Fachgruppe Reaktorsicherheit, Düsseldorf
1974

- [Ge 64] Geyh, M., Lorch, S.:
Determining the Contribution of γ -rays to the
Natural Environmental Radiation at Ground Level;
Rice University, 1964
- [Ge 66] Geyh, M., Lorch, S.:
Messung der terrestrischen Komponente der natür-
lichen γ -Umgebungsstrahlung in der Bundesrepublik
Deutschland;
BMWF - FB K 66-42, Dez. 1966
- [Ge 71] Geyh, M. A.:
Der Radiokohlenstoff und seine Rolle in der
geowissenschaftlichen Forschung;
Zeitschrift für Geophysik 37, 1971, S. 909-935
- [GI 74] Glass, R. W. et al.:
Development of the Kr-absorption in liquid CO₂
KALC-process for HTGR off-gas reprocessing;
13th USAEC Air Cleaning Conference, San
Francisco 1974
- [Go 73] Goode, J. H.:
Voloxidation - removal of volatile fission
products from spent LMFBR-fuels;
ORNL-TM-3723, 1973
- [Go 74] Gottaut, H. et al.:
Freisetzung fester Spaltprodukte im AVR-Reaktor;
Reaktortagung 1974, Berlin
- [Gr 66] Grumm, H. et al.:
Ergänzendes Material zum Bericht "Kernbrennstoff-
bedarf und Kosten verschiedener Reaktortypen in
Deutschland";
KFK 466, 1966
- [Gr 73.1] Grathwohl, G.:
Erzeugung und Freisetzung von Tritium durch Reak-
toren und Wiederaufarbeitungsanlagen und die voraus-
sichtliche radiologische Belastung bis zum Jahr
2000;
KFK-Ext. 4/73-36, 1973
- [Gr 73.2] Grütter, J.:
Prognose des Zubaus und Einsatzes von Kernkraftwerken
in der Bundesrepublik Deutschland;
Diplomarbeit am Institut für Elektrische Anlagen
und Energiewirtschaft der RWTH Aachen, 1973
- [Ha 71] Harder, H. et al.:
Das 300-MW-Thorium-Hochtemperaturreaktor-
Kernkraftwerk (THTR);
atomwirtschaft 1971

- [He 61] Herbst, W., Hübner, G.:
Untersuchung über die durchdringende äußere
Umgebungsstrahlung;
Atomkernenergie 6, 1961, S. 75-81
- [He 64.1] Herbst, W., Hübner, G.:
Analyse der Exposition der Gesamtbevölkerung
eines Siedlungsraumes (Südbaden) gegenüber
äußerer Umgebungsstrahlung in Abhängigkeit
vom geologischen Milieu;
Atomkernenergie 9, 1964, S. 457-462
- [He 64.2] Herbst, W.:
Investigations of environmental radiation
and its variability;
Rice University 1964, S. 781 f.
- [He 66] Der neue Herder-Handatlas,
Freiburg/Breisgau 1966
- [He 72.1] Herrmann, G.:
Abgabe radioaktiver Stoffe bei Normalbetrieb
aus Leichtwasserreaktoren in der Bundesrepublik
Deutschland;
IRS-W-1, 1972
- [He 72.2] Heitmann, H. G.:
Maßnahmen zur Begrenzung von Ableitungen aus
der Sicht der Industrie;
IRS-T-23, 1972
- [He 74] Hecht, G., Kausz, I. A., Wille, H., Weber, R.:
Persönliche Mitteilung, 1974
- [Ho 70] Hoinkis, E.:
A Review of the Adsorption of Iodine on Metal
and its Behaviour in Loops;
ORNL-TM 2916, 1970
- [Ho 73] Holm, D.:
Abgabe radioaktiver Stoffe in die Abluft beim
HTR-Versuchskraftwerk der Arbeitsgemeinschaft
Versuchsreaktor in Jülich;
Reaktortagung 1973, Karlsruhe
- [Ho 74] Holm, D., Ziermann, E.:
Flüssige und feste radioaktive Abfälle beim
HTR-Versuchskraftwerk der AVR in Jülich;
Reaktortagung 1974, Berlin
- [Hu 73] Huber, M.:
Persönliche Mitteilung 1973

- [Hu 74] Hug, O.:
Anforderungen an die Reaktorsicherheit aus der
Sicht der Strahlenbiologie, somatische Aspekte;
Tagungsreferate der Schweizerischen Vereinigung
für Atomkernenergie, Nov. 1974
- [Hü 72.1] Hübschmann, W. et al.:
Die maximal zu erwartende Strahlenbelastung in
der Umgebung des Kernforschungszentrums
Karlsruhe im Jahre 72;
KFK 1608, Mai 1972
- [HÜ 72.2] Hübel, K. et al.:
Radiologische Untersuchungen am Beispiel der
Abwasserbeseitigung aus dem Kernkraftwerk
Gundremmingen/Donau;
Wasser- und Abwasser-Forschung 1972, 2
- [Ia 71] Disposal of Radioactive Wastes into Rivers,
Lakes and Estuaries;
IAEA, Safety Series No. 36, Vienna 1971
- [Ic 59] Recommendations of the International Commission
on Radiological Protection;
Report of Committee II on Permissible Dose of
Internal Radiation,
Pergamon Press New York, 1959
- [Ic 68] International Commission on Radiological
Protection;
Report of Committee IV on Evaluation of Radiation
Doses to Body Tissues from International Contamina-
tion due to Occupational Exposure ICRP-Publication 10,
Pergamon Press, New York, 1968
- [In 71] Intat 84 a, SNR-Sicherheitsbericht, 1971
- [Ja 68] Jacobs, D. G.:
Sources of tritium and its behaviour upon release
to the environment;
TID-24 635, 1968
- [Ja 73.1] Jacobi, W.:
Die Grenzen der Strahlenbelastung;
Tagungsreferate der Schweizerischen Vereinigung für
Atomenergie, März 1973, S. 64-85
- [Ja 73.2] Jacobi, W.:
Das zukünftige ICRP-Konzept zur Ableitung von
Grenzwerten für die Inhalation radioaktiver
Aerosole;
Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH,
München-Neuherberg

- [Ja 74] Jacobi, W.:
Über das somatische Risiko durch radiologische
und chemische Umwelteinflüsse;
Atomkernenergie 24, 1974, S. 217-223
- [Ju 63] Junge, C. E.:
Studies of global exchange processes in the
atmosphere by natural and artificial tracers;
Journal of Geophysical Research 68, 1963,
S. 3849-3856
- [Ka 60] Katcoff, S.:
Fission-Product Yields from Neutron-Induced Fission;
Nucleonics 1960, 11
- [Ka 71.1] Kahn, B. et al.:
Radiological Surveillance Studies at a Boiling
Water Nuclear Power Reactor;
BRH/DER 70-1, EPA 1971
- [Ka 71.2] Kahn, B. et al.:
Radiological Surveillance Studies at a Pressurized
Water Nuclear Power Reactor;
RD 71-1, EPA 1971
- [Ka 73] Kausz, I. A., Spang, A.:
Verfahren zur Verringerung radioaktiver Abgaben
aus Druckwasser-Kernkraftwerken;
VGB-Konferenz "Kraftwerk und Umwelt 1973"
- [Ke 67] Keil, R.:
Bestimmung der Strahlenbelastung der Bevölkerung
durch die Einwirkung der natürlichen Umgebungs-
strahlung;
Inaugural-Dissertation, Universität Frankfurt, 1967
- [Ke 70] Kent, C. E. et al.:
Effluent Control for Boiling Water Reactors;
IAEA-SM- 146/21, New York, 1970
- [Ke 71] Keller, R.:
Wasserbilanz der Bundesrepublik Deutschland;
Umschau 1971, Heft 3
- [Ke 73] Keil, R., Franke, Th., Schales, F.:
Quellen terrestrischer Strahlung - Natürliche
Radionuklide im Boden;
Symposium: Die natürliche Strahlenexposition
des Menschen, Frankfurt, Juli 1973
- [KI 73] Kiefer, H., Kölzer, W.:
Jahresbericht 1972 der Abt. Strahlenschutz
und Sicherheit;
KFK 1818, 1973

- [KI] Klimaatlantent der deutschen Länder:
Schleswig-Holstein, Niedersachsen (Hamburg,
Bremen), Nordrhein Westfalen, Rheinland Pfalz,
Hessen, Baden Württemberg und Bayern;
Herausgeber: Selbstverlag des Deutschen Wetter-
dienstes in Offenbach a. M.
- [KI 69] Klug, W.:
Ein Verfahren zur Bestimmung der Ausbreitungs-
bedingungen aus synoptischen Beobachtungen;
Staub-Reinhaltung der Luft 29.4.1969
- [Ko 72.1] Kommission der Europäischen Gemeinschaften:
Radioaktive Ableitungen von Kernkraftwerken der
Gemeinschaft;
Dok. 380/73 d, 1972
- [Ko 74.2] Kolb, W.:
Einfluß der Baustoffe auf die Strahlenexposition
der Bevölkerung;
Atom-Informationen 4, 1974, S. 18-20
- [Kö 61] Kölbet, H. et al.:
Projektierung und Vorkalkulation in der
chemischen Industrie;
Springer Verlag 1960
- [Kö 72.1] König, L. A.:
Tritiumkontamination der Oberflächengewässer -
wesentliche H 3-Belastungspfade; 1972
- [Kö 72.2] König, L. A.:
Umweltaspekte von J 129;
KFK 1543, 1972
- [Ku 71] Kugeler, M.:
Energieprognose für die BRD unter Berücksichti-
gung des Einsatzes von Prozeßwärme zur Vergasung
fossiler Rohstoffe;
KFA-Jülich, Jül-745-RG, 1971
- [Ku 74] Kumar, R.:
Tritium Transport in an LMFBR;
ANL 8089, Aug. 1974
- [La 72] Lange, G., Walter, K. H.:
Freisetzung von Tritium aus beschichteten Brenn-
stoffteilchen;
Reaktortagung 1972, Hamburg
- [La 73] Landesanstalt für Umweltschutz, Institut für Wasser-
und Abfallwirtschaft, Baden Württemberg; 1973
Unveröffentlichte Daten zum Wärmelastplan Rhein

- [La 74.1] Landesamt für Gewässerkunde, Rheinland-Pfalz;
Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Rhein-
gebiet, Abflußjahr 1969;
G. Braun GmbH, Karlsruhe 1974
- [La 74.2] Laser, M. et al.:
AKUT-a process for the separation of aerosols,
krypton and tritium from burner off gas in
HTR fuel reprocessing;
13th USAEC Air Cleaning Conference, San Francisco
1974
- [Lä 71] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA);
Grundlagen für die Beurteilung der Wärme-
belastungen von Gewässern, 1971
- [Lä 73] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA);
Richtlinien für das Einleiten radioaktiver
Stoffe aus kerntechnischen Anlagen in die
Gewässer, 1973
- [Le 67] Lederer, C. M. et al.:
Table of Isotopes;
John Wiley & Sons, Inc. New York, London,
Sydney, 1967
- [Le 74] Lenhardt, W.:
Untersuchung der Möglichkeiten zur Deckung
des Prozeßwärmebedarfs durch Kernenergie;
Diplomarbeit am Institut für Elektrische
Anlagen und Energiewirtschaft der RWTH
Aachen, 1974
- [Li 70.1] Limany, F. L. et al.:
Fission Yields of over 40 Stable and Longlived
Fission Products for Thermal Neutron Fissioned
U 233, U 235, Pu 239 and Pu 241 and Fast Reactor
Fissioned U 235, and Pu 239;
Nucl. Science and Engineering 1970
- [Li 70.2] Liu, L., Breitbarth, R.:
Zusammenstellung der Resonanzparameter und
der 43-Mupo-Gruppenquerschnitte der Spaltprodukte,
1970
- [Lo 71] Logsdon, J. E., Robinson, T. L.:
Radioactive Waste Discharges to the Environment
from Nuclear Power Facilities;
ORP/SID 71-1, 1971
- [Ma 70] Mandel, H.:
Die künftige Rolle der Kernenergie als Primär-
energieträger;
Atomwirtschaft, 1970, S. 220-225

- [Ma 71.1] Mandel, H.:
Standortfragen bei Kernkraftwerken;
Atomwirtschaft, 1971, S. 22-26
- [Ma 71.2] Manier, G.:
Untersuchungen über meteorologische Einflüsse
auf die Ausbreitung von Schadgasen;
Berichte des Deutschen Wetterdienstes Nr. 124,
Offenbach 1971
- [Ma 72] Massimo, L., et al.:
The Mupo-Nuclear Data Library 5, Nov. 1972
- [Ma 73.1] Manier, G., Grimm :
Persönliche Mitteilung 1973
- [Ma 73.2] Markett, J.:
Berechnung der Aktivität verschiedener biologisch
wichtiger Isotope im Brennelement thermischer und
schneller Reaktoren;
Studienarbeit am Lehrstuhl für Reaktortechnik der
RWTH Aachen, 1973
- [Ma 74] Martin, A., Simon, H. Ap.:
Population exposure and the interpretation of
its significance;
IAEA-SM-184/9, Portorož Mai 1974
- [Me 68] Meek, M. E., Rider, B. F.:
Summary of Fission Product Yields for U 235, U 238,
Pu 239, and Pu 241 at Thermal, Fission Spectrum and
14 MeV Neutron Energies, APED-5398-A, 1968
- [Me 69] Merz, E.:
Wiederaufarbeitung von Kernbrenn- und Brut-
stoffen;
Vorlesung an der RWTH Aachen, 1970
- [Me 72.1] Meadows, et al.:
Die Grenzen des Wachstums;
Deutsche Verlagsanstalt Stuttgart, 1972
- [Me 72.2] Meurin, G.:
Beitrag zur langfristigen Planung des wirt-
schaftlichen Ausbaus und Betriebs eines Kraft-
werkverbundes;
Dissertation an der RWTH Aachen, 1972
- [Me 73] Merkel, A., Menken, G.:
Estimation of the Radiation Level near the Com-
ponents of the SNR 300 Primary System Induced
by Deposition of Active Corrosion Products;
BNES-Conference on Liquid Alkali Metals,
Nottingham University, 1973

- [Me 74.1] Merkel, A., Oeynhausen, H., Strathemann, J.:
Persönliche Mitteilung
- [Me 74.2] Mende, H.:
Entwicklung und heutiger technischer Stand
von Dekontaminierungsverdampfern;
Kerntechnik 1974, 4
- [MI 63] Miyake, Y., Tsunogai, S.:
Evaporation of Iodine from the ocean;
Journal of Geophysical Research 68, 1963, S. 3989-3993
- [Mü 67] Münnich, K. O., Roether, W.:
Radioactive Dating and Methods of Low-Level-Counting;
IAEA, STI/PUB/152, Wien 1967, S. 93-104
- [Mü 68] Mühlhölzl, W.:
Zur biologischen Aufnahme und Anreicherung einiger
Radionuklide bei Laborversuchen;
Wasser- und Abwasser-Forschung 1968, 3
- [Mü 71] Mühlenbruch, J.:
Prognose des Verbrauchs an elektrischer Energie auf
Kreisebene in der BRD bis zum Jahre 2000;
Diplomarbeit am Institut für Elektrische Anlagen
und Energiewirtschaft der RWTH Aachen, 1971
- [Mü 72] Mühlhoff, W. et al.:
Der Aktivitätsfluß durch die SNR-Anlage;
Reaktortagung 1972, Hamburg
- [Ne 70] Neill, F. H.:
Adsorption and Desorption of Iodine on Mild Steel;
ORNL-TM-2763, 1970
- [Ne 71] Neeb, K.H.:
Kühlmittelaktivitäten und ihr zeitlicher Verlauf
bei der Abschaltung des KWO;
Reaktortagung 1971, Bonn
- [Ne 73] Neeb, K. H., Korn, R.:
Untersuchung und Sammlung von Betriebserfahrungen
zur Optimierung der Wasserchemie;
BMFT-FB K 73-12, 1973
- [Ni 70] Nieder, R.:
Chemie im Kernkraftwerk mit Hochtemperaturreaktor-
Erfahrungen im Kernkraftwerk AVR Jülich;
VGB-Speisewassertagung 1970
- [Ni 72] Nieder, R.:
Bestimmung von spezifischen Aktivitäten und R/B-
Werten aus einem Halbleiter- γ -Spektrum;
AVR-Notiz 1972

- [Ni 73] Nieder, R.:
Edelgasaktivität im Primärkreislauf des AVR-Reaktors;
AVR-Notiz, 1973
- [Ny 68] Nydal, R.:
Further investigations on the transfer of radiocarbon in nature;
Journal of Geophysical Research 73, 1968, S. 3617-3635
- [Oe 72] Oeynhausen, H., Jacobi, E.:
Radiologische Sicherheitsbetrachtungen zur Handhabung bestrahlter Brut- und Brennelemente des SNR;
Reaktortagung 1972, Hamburg
- [Or 70] Siting of Fuel Reprocessing Plants and Waste Management Facilities;
ORNL 4451, Juli 1970
- [Pa 62] Pasquill, F.:
Atmospheric diffusion;
van Norstrand, London 1962
- [Pf 74] Pfeiffer, K., Eigenwillig, G. G.:
Persönliche Mitteilung
- [Po 66] Polikarpov, G. G. :
Radioecology of Aquatic Organisms;
North-Holland Publishing Company-Amsterdam
Reinhold Book Division - New York, 1966
- [Qu 73] Queiser, H.:
Verfahren zur Verringerung radioaktiver Abgaben aus Siedewasser-Kernkraftwerken;
VGB-Konferenz "Kraftwerk und Umwelt 1973"
- [RI 67] Rider, B. F. et al.:
A Survey and Evaluation of Thermal Fission Yields for U 235, Pu 239, Pu 241, U 233;
GEAP 5356, 1967
- [RI 74] Riedel, H. J. et al.:
Criteria for HTR-Fuel reprocessing plant site Evaluation;
Symposium on the siting of nuclear facilities, Wien, Dez. 1974, IAEA-SM-188/20
- [Ro 67] Roether, W.:
Tritium im Wasserkreislauf;
Dissertation Universität Heidelberg, 1967

- [Ro 70] Rowland, P. R. et al.:
The Dracule, an Equipment for the Study of the
Radioisotope Content of Hot Gas-Reactor Coolant;
D. P. Report 660, 1970
- [Rö 72] Röhlig, K.:
Spaltgasfreisetzung von HTR-Brennelementen;
Reaktortagung 1972, Hamburg
- [Ru 66] Russel, R. S.:
Radioactivity and Human Diet;
Pergamon Press, 1966
- [Ru 67] Ruf, M.:
Radiobiologische Untersuchungen über die Konzen-
tration und Verteilung des langlebigen Kernwaffen-
Fallout in pflanzlichen und tierischen Organismen
sowie in den Grundsedimenten von Oberflächenge-
wässern;
Habilitationsschrift an der Universität München,
1967
- [Ru 68] Ruf, M.:
Die für die Verteilung radioaktiver Substanzen
in Oberflächengewässern maßgebenden Faktoren;
Wasser- und Abwasser- Forschung, 1968, 6
- [Ru 70] Ruf, M.:
Über die Einleitungsbedingungen für radioaktive
Abwässer aus Kernenergieanlagen und die radio-
logische Kapazität von Gewässern, dargestellt
am Beispiel der bayerischen Donau;
Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei-
und Flußbiologie, 1970
- [Ru 73.1] Ruf, M.:
Persönliche Mitteilung
- [Ru 73.2] Ruf, M.:
Radioactive Waste Water Release from Nuclear
Power Plants into the Upper Danube;
IAEA-Meeting, Sept. 1973, Budapest
- [Ru 74] Ruf, M.:
Strahlenschutzaspekte bei der Beseitigung von
Abwässern aus Kernenergieanlagen in Fließge-
wässern;
1974
- [Sa 66] Sass, F., Bouché, Ch., Leitner, A.:
Dubbel's Taschenbuch für den Maschinenbau;
Springer-Verlag 1966

- [Sc 70] Schönig, J.:
Hochtemperatur-Kugelhaufenreaktor, Kerntechnische
Hilfs- und Nebenanlagen;
VGB-Kernkraftwerks-Seminar 1970
- [Sc 71] Schmitz, W.:
Die Ausbreitung von Spaltprodukten bei Reaktor-
unfällen im Fließwasser, Anhang 9 in
Radioaktive Stoffe und Trinkwasserversorgung
bei nuklearen Katastrophen;
BMI, 1971
- [Sc 72] Schmitz, G., Sütterlin, L.:
Erfahrungs- und Erwartungswerte für die Ableitung
radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen;
IRS-T-23, 1972
- [Sc 74] Schnez, H. et al.:
Tritium in Wiederaufarbeitungsanlagen;
JÜL-1099-CT 1974
- [Sc 75] Schnez, H.:
Behandlung und Abtrennung der radioaktiven
Spaltprodukte Tritium, Edelgase und Jod in
Kernbrennstoff-Wiederaufarbeitungsanlagen;
Bericht in Vorbereitung
- [Se 68] Seelmann-Eggebert, W. et al.:
Nuklidkarte;
3. Auflage 1968, BMWF, Bonn
- [Sk 74] Skafi, M.:
Persönliche Mitteilung
- [Sm 71] Smidt, D.:
Reaktortechnik;
Band 2, G. Braun Verlag, Karlsruhe, 1971
- [Sr 74] Schröder, K. J. P., Roether, W.:
The releases of Krypton 85 and Tritium to
the environment and Krypton 85 to Tritium
ratios as source indicators;
IAEA-SM-191/30, Wien, 1974
- [St 67] Struxness, E. G. et al.:
Comprehensive Report of the Clinch River Study;
ORNL-4035, UC-70, 1967
- [St 73] Stephenson
System design description of the ORGDP LMFBR-HTRG
fuel reprocessing off-gas decontamination pilot
plant;
K-GD-873, Sept. 1973

- [St 74] Stephenson, M. J. et al.:
Absorption Process for removing krypton from the
off gas of an LMFBR fuel reprocessing plant
13 th AEC Air Cleaning Conference, San Francisco 1974
- [Sw 72] Schwibach, J.:
Strahlenschutzrichtwerte für die Genehmigung der
Ableitung radioaktiver Stoffe;
Atomwirtschaft, April und Mai 1972
- [Ta 15] Taylor, G. I.:
Eddy motion in the atmosphere;
Phil. Trans. Roy. Soc. A 215, 1, 1915
- [Ta 20] Taylor, G. I.:
Diffusion by continuous movements;
Proc. London Math. Soc. 20, 196, 1920
- [Th 65] Thatcher, L. L. et al.:
Radioactive fallout from nuclear weapons tests;
USAEC, Oak Ridge, 1965
- [Th 70] Thormeier, K.:
Die Löslichkeit von Edelgasen im Reaktorkühlmittel
Natrium und sich daraus ergebende Sicherheitsaspekte;
KFK 1166, 1970
- [Ts 75] Tschirf, E.:
Persönliche Mitteilung
- [U 73] Umweltschutz bei nuklearer und konventioneller
Energiegewinnung;
Aus der Reihe: Strahlenschutz in Forschung und
Praxis Band XII, Stuttgart 1973, Georg Thieme Verlag
- [Ul 73] Ullmann, H. et al.:
Die Radioaktivität im Primärsystem natriumgekühlter
schneller Reaktoren;
Kernenergie 1973, 1
- [Un 72] United Nations:
Report of the United Nations Scientific Committee
on the Effects of Atomic Radiation;
Official Records, Twenty-seventh Session
Supplement No. 25 (A/8725).
New York 1972
- [Vo 70] Vogt, K. J.:
Umweltkontamination und Strahlenbelastung durch
radioaktive Abluft aus kerntechnischen Anlagen;
JüI-637-ST
Dissertation an der RWTH Aachen

- [Vo 74.1] Vogt, K. J., Geiß, H.:
Kurzzeit- und Langzeitausbreitungsfaktoren zur
Berechnung der Umweltbelastung durch Abluftfahnen;
ZST-Bericht Nr. 198 der Kernforschungsanlage
Jülich
- [Vo 74.2] Vogt., K. J.:
Dispersion of airborne radioactivity released
from nuclear installations, population exposure
in local and regional environment;
IAEA-SM-184/39, Wien Nov. 1973
- [Wa 73.1] The Potential Radiological Implications of
Nuclear Facilities in the Upper Mississippi
River Basin in the Year 2000;
WASH 1209, UC-12, 1973
- [Wa 73.2] Watson, J. S., Forrester, R. C.:
Tritium Handling in Fusion Reactors;
75 th National AIChE Meeting, Detroit, 1973
- [Wh 73] Whatley, M. E.:
Calculations on the performance of the KALC
process;
ORNL-4859, April 1973
- [Wi 73.1] Winske, P.:
Technische und wirtschaftliche Aussichten für die
Errichtung von Nuklearkraftwerken in den Europäischen
Gemeinschaften;
Studie am Institut für Elektrische Anlagen und
Energiewirtschaft der RWTH Aachen im Auftrage
der EG, 1973
- [Wi 73.2] Wischniewski, R.:
Bestimmung des Freisetzungs- und Ablagerungsver-
haltens fester Spalt- und Aktivierungsprodukte am
AVR-Reaktor mit Hilfe des Reaktorexperiments
VAMPYR;
Doktorvortrag an der RWTH Aachen, 1973
- [Wi 74.1] Wilhelm, J. et al.:
1. Halbjahresbericht 1974 Projekt Nukleare Sicher-
heit;
KFK 1908, Nov. 1974
- [Wi 74.2] Winske, P., Bieselt, R.:
Wirtschaftliche Aussichten für die Errichtung von
Nuklearkraftwerken;
Reaktortagung 1974, S. 723-726
Deutsches Atomforum e. V.

- [Wi 74.3] Wippermann, F.:
Ausbreitung radioaktiver Gase im Meso-Scale;
Kommission der Europ. Gemeinschaften, 15, Febr. 1974
- [Ya 66] Yanskey, G. R., Markee, E. H. jr., Richter, P. A.:
Climatology of the National Reactor Testing
Station;
Rep. IDO-12048 (1966)
- [Ya 74] Yabro, O. O. et al.:
Iodine scrubbing from off gas with concentrated
nitric acid;
13th AEC Air Cleaning Conference, San Francisco 1974
- [Zi 71] Zimen, K. E.:
Kernenergie-Reserven und langfristiger Energiebedarf;
Angewandte Chemie, 83, 1971, Nr. 1