

KfK 3266
Januar 1982

Beitrag zu einer vergleichenden Umweltbelastungsanalyse am Beispiel der Strahlenexposition beim Einsatz von Kohle und Kernenergie zur Stromerzeugung

G. Halbritter, K. R. Bräutigam, F. W. Fluck,
E. Leßmann, G. Neumann-Hauf
Abteilung für Angewandte Systemanalyse

Kernforschungszentrum Karlsruhe

KERNFORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE

Abteilung für Angewandte Systemanalyse

KfK 3266

BEITRAG ZU EINER VERGLEICHENDEN UMWELTBELASTUNGSANALYSE
AM BEISPIEL DER STRAHLENEXPOSITION BEIM EINSATZ
VON KOHLE UND KERNENERGIE ZUR STROMERZEUGUNG

G. Halbritter, K.R. Bräutigam, F.W. Fluck,
E. Leßmann, G. Neumann-Hauf

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

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

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH
ISSN 0303-4003

Zusammenfassung

Einleitend werden grundsätzliche methodische Probleme und Datenanforderungen für die Erstellung von vergleichenden Umweltbelastungsanalysen behandelt. Für den Fall der Stromerzeugung durch Einsatz von Kohle und Kernenergie wird ein Beitrag zu einer vergleichenden Umweltbelastungsanalyse vorgestellt. Die Emissionen eines Modell-Kohlekraftwerkes und aller relevanter Stationen eines kerntechnischen Modell-Brennstoffkreislaufs (DWR) wurden zusammengestellt. Für den Teilbereich der Strahlenexposition wurden die Orts- und Kollektivdosiswerte der genannten Modellanlagen berechnet. Eine risikospezifische Aussage kann nur auf der Grundlage der kollektiven Folgedosis unternommen werden. Eigene Abschätzungen der kollektiven Folgedosis wurden auf der Basis von Ergebnissen, die von dem United Nations Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) im Jahre 1977 vorgestellt wurden, unter Berücksichtigung deutscher Standort- und Genehmigungsbedingungen durchgeführt. Diese Rechnungen berücksichtigen lokale, regionale und globale Expositionen bei Normalbetrieb der Anlagen. Die eigenen Abschätzungen zeigen eine Reduktion der kollektiven Folgedosis von 40 Personen-Sv/(GWe·a) auf 20 Personen-Sv/(GWe·a) im Falle des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs; für das Kohlekraftwerk ergeben die Abschätzungen 4 Personen-Sv/(GWe·a) im Vergleich zu 0,6 Personen-Sv/(GWe·a) im UNSCEAR-Bericht. Ein Großteil der Strahlenexposition aus dem kerntechnischen Brennstoffkreislauf wird durch den globalen Expositionsanteil von Kohlenstoff-14 verursacht, wie er sich nach einer Expositionszeit von 500 Jahren ergibt. Im lokalen und regionalen Bereich ist die Strahlenexposition der Bevölkerung aus Emissionen von Kohlekraftwerken vergleichbar mit denen aus allen bedeutenden Stationen des gesamten kerntechnischen Brennstoffkreislaufs, jeweils normiert auf die gleiche erzeugte elektrische Energie.

Für eine umfassende Risikoabschätzung des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs müssen auch die Expositionsanteile aus potentiellen Kernkraftwerksstörfällen berücksichtigt werden. Das Risiko aus dem Normalbetrieb und potentiellen Störfällen von Kernkraftwerken wird auf der Ebene der sich jeweils ergebenden Schadensfälle (somatisch) verglichen, dabei wird gezeigt, daß entsprechend der vorhandenen Datenbasis, das Störfallrisiko doppelt so hoch ist wie dasjenige aus dem Normalbetrieb. Weiterhin ergibt sich, daß das Risiko der Strahlenexposition aus Kohlekraftwerken um eine Größenordnung kleiner ist als das gesamte Risiko der Strahlenexposition aus einem kerntechnischen Brennstoffkreislauf. Für den kerntechnischen Brennstoffkreislauf beschreiben die erhaltenen Risikowerte in etwa das Gesamtrisiko; für den Einsatz der Kohle stellt er nur einen Teil des Gesamtrisikos dar.

Contribution to a comparative environmental impact assessment for radiation exposure from the use of coal and nuclear energy for electricity generation

Abstract

First, basic methodological problems and data requirements for compiling comparative environmental impact assessments are discussed. For the case of electricity generation on the basis of coal and nuclear energy a contribution to such an assessment was made. The emissions from a model coal unit and from all relevant stages of a model nuclear fuel cycle (PWR) were compiled. For assessing radiation exposure a comparison of the model coal unit and the nuclear fuel cycle on the basis of local and collective exposure values was performed. A risk-specific comparison can only be made on the basis of collective dose commitment calculations. Own estimates of the collective dose equivalents for German siting and licensing conditions were made on the basis of results presented by the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) in 1977. These calculations comprise local, regional, and global expositions for the plants under normal operation. The estimates show a reduction of the collective dose equivalent for the nuclear fuel cycle from about 40 (gonads) to about 20 (effective) person-Sv/(GWe·a); for the coal-fired unit the estimates yield 4 (effective) as compared to 0.6 (gonads) person-Sv/(GWe·a) in the UNSCEAR report. A great part of the radiation exposure from the nuclear fuel cycle is caused by the global exposure of carbon-14, building up over the regarded exposure time of 500 years. On the local and regional scale, the radiation exposure due to the emissions from coal-fired units is comparable to the non-occupational radiation exposure from all relevant stages of the nuclear fuel cycle at normal operation, each normalized per unit of generated electric energy. For a comprehensive risk estimate of the nuclear fuel cycle also accidental radiation exposure must be considered. Normal operation and accidental risk are compared on the detriment level, showing that the risk contribution from accidents is about twice that from normal operation. Furtheron, it is shown that the risk from radiation caused by coal combustion is about an order of magnitude smaller than the total risk of radiation exposure from nuclear power. For the nuclear fuel cycle these risk values are nearly equivalent to the total risk, for the use of coal these values are only part of the total risk.

Inhaltsverzeichnis:

	<u>Seite</u>
Kurzfassung	0-1
1. Notwendigkeit von vergleichenden Umweltbelastungsanalysen ...	1
2. Zur Methodik von vergleichenden Umweltbelastungsanalysen	3
2.1 Struktur, Datenanforderungen und grundsätzliche methodische Probleme von Umweltbelastungsanalysen	3
2.2 Darstellung und Bewertung ausgewählter Methoden für die Erfassung und den Vergleich von Umweltauswirkungen am Beispiel der Strahlenexposition	8
2.2.1 Grundlagen zur Berechnung der Schadstoff- bzw. Strahlenexposition	8
2.2.2 Das Konzept der Ortsäquivalentdosis	12
2.2.3 Das Konzept der kollektiven Folgedosis bzw. kollektiven Folgeexposition	14
2.2.4 Schadensindizes auf der Basis des Konzepts der kollektiven Folgeexposition	16
3. Emissionen beim Einsatz von Kohle und von Kernbrennstoffen ...	18
3.1 Emissionen beim Einsatz von Kohle	18
3.1.1 Stationen der Kohle bis zur Stromerzeugung	18
3.1.2 Technische Maßnahmen zur Emissionsminderung ...	24
3.1.3 Abluftemissionen aus modernen Kohlekraftwerken mit konventioneller Feuerung	27
3.1.4 Rückstände bei der Kohlenutzung und deren Ver- wertung	34

	<u>Seite</u>
3.2 Emissionen beim Einsatz von Kernbrennstoffen	36
3.2.1 Stationen des kerntechnischen Brennstoff- kreislaufs (DWR)	36
3.2.2 Abluft- und Abwasseremissionen des Modell- kernkraftwerkes (DWR)	40
3.2.3 Abluft- und Abwasseremissionen der Modell- wiederaufarbeitungsanlage (DWR)	48
3.2.4 Überblick über radioaktive Emissionen des gesam- ten kerntechnischen Brennstoffkreislaufs (DWR)	55
3.2.5 Abfälle aus dem kerntechnischen Brennstoff- kreislauf und deren Toxizität	57
4. Standortspezifische und jahreszeitliche Einflüsse auf die Ergebnisse von Umweltbelastungsanalysen	60
4.1 Auswahl repräsentativer Standorte	60
4.2 Darstellung standortspezifischer und jahreszeitlicher Unterschiede im lokalen Bereich für ausgewählte Standorte	64
4.3 Darstellung standortspezifischer und jahreszeitlicher Unterschiede im regionalen Bereich für ausgewählte Standorte	72
5. Ergebnis einer Vergleichsrechnung für den Einsatz von Kohle und Kernenergie am Beispiel der Strahlenexposition	83
5.1 Vergleich der Strahlenexpositionen auf der Basis der Ortsexpositions-werte in der Umgebung der Anlagen	84
5.2 Vergleich der Strahlenexpositionen auf der Basis von Kollektivexpositions-werten	93

	<u>Seite</u>
6. Probleme bei der Durchführung umfassender Vergleichsanalysen von Umweltauswirkungen	109
Literatur	114



Kurzfassung:

Einleitend werden grundsätzliche methodische Probleme und Datenanforderungen für die Erstellung von vergleichenden Umweltbelastungsanalysen behandelt (Kap. 2). Methoden für die Erfassung und den Vergleich der Umweltauswirkungen von Energieumwandlungstechniken und Energieeinsatzstrategien müssen sich an der Verursachungsstruktur der Umweltbeeinflussung orientieren. Idealerweise sollten die Umweltauswirkungen jeweils

- in allen Auswirkungsbereichen
- für alle "beteiligten" Kreislaufstationen
- unter Berücksichtigung der Wirkungskette von der Emission bis zum Schaden und
- möglichst quantitativ

bestimmt werden.

Die geforderte Orientierung an der Verursachungsstruktur von Umweltauswirkungen beinhaltet die Berücksichtigung der Wirkungskette "Emission-Immision-Schaden". Es lassen sich dann die folgenden Bearbeitungsschritte unterscheiden:

- Analyse der Emissionsbedingungen der Anlagen der Brennstoffkreisläufe (technische Analyse)
- Analyse des Schadstofftransfers in verschiedenen Umweltmedien bzw. der Exposition des Menschen (Expositionsanalyse)
- Analyse der Schäden in der Umwelt bzw. beim Menschen (Schadensanalyse).

Für den Fall der Stromerzeugung durch Einsatz von Kohle und Kernenergie wurde ein Beitrag zu einer solchen vergleichenden Analyse erstellt. Im Rahmen der technischen Analyse wurden die Emissionen eines Modell-Kohlekraftwerks und aller relevanten Stationen eines kerntechnischen Modell-Brennstoffkreislaufs (DWR) zusammengestellt. Bei den in Kap. 3 näher beschriebenen Emissionsdatensätzen ist auf folgende Punkte hinzuweisen:

- Bezüglich einiger Schadstoffe aus Kohlekraftwerken ist es notwendig, die beiden Feuerungstechniken, Schmelz- und Trockenfeuerung, zu unterscheiden.
- Neben den anorganischen Gasen (SO_2 , NO_x , CO , HCL , HF) sind die als Bestandteil des Staubs freiwerdenden Spurenelemente, darunter die natürlichen Radionuklide, aus Kohlekraftwerken von Bedeutung.
- Bisher konnten keine nennenswerten Emissionen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen aus Großkraftwerken festgestellt werden.
- Bei Abluftemissionen aus Kernkraftwerken sind besonders die Edelgase Xenon-133 und Krypton-85 mit 6000 und 1300 Ci/GWe·a sowie Kohlenstoff-14 mit 5 Ci/GWe·a zu erwähnen.
- Der Großteil der Tritium- und Aerosolemissionen wird mit dem Abwasser des Kernkraftwerks (DWR) abgegeben.
- Bei den Emissionen aus der Modell-Wiederaufarbeitungsanlage für abgebrannte Kernbrennstoffe sind bei der angenommenen Kühlzeit der Brennelemente von 7 Jahren nur noch die langlebigen Isotope von Bedeutung. Neben den von den Kernkraftwerksemissionen bekannten Nukliden sind hier auch die Aktiniden (z.B. Plutonium, Americium, Curium) zu berücksichtigen.

In Kap. 4 wird der Einfluß der meteorologischen Bedingungen auf die Schadstoffausbreitung in der Atmosphäre und die Ablagerung am Boden im Hinblick auf standortspezifische und jahreszeitliche Unterschiede untersucht. Die Ergebnisse sollen zeigen, inwieweit eine Notwendigkeit zur Differenzierung für nachfolgende Expositionsrechnungen besteht. Die Untersuchungen wurden für 2 Schadstoffklassen

- (1) Aerosole mit einem mittleren Teilchendurchmesser von etwa $1 \mu\text{m}$
 - (2) Reaktive Schadgase, wie Schwefeldioxid oder Jod (elementar),
- durchgeführt.

Im Rahmen von Standortanalysen wurde die Schadstoffausbreitung und -ablagerung für einen norddeutschen und einen süddeutschen Standort berechnet, im quellnahen Bereich (bis 100 km) mit einem stationären Ausbreitungsmodell (Gaussmodell) und für Entfernungen bis 1000 km mit einem Trajektorienmodell

(MESOS). Von besonderem Interesse sind dabei die auf der Grundlage von Bilanzierungsabschätzungen gewonnenen Ergebnisse für die 200 m hohe Emissionsquelle:

- die standortspezifischen und jahreszeitlichen Unterschiede der Ablagerung von Aerosolen und reaktiven Schadgasen am Boden sind sehr gering, sie betragen jeweils maximal 5 %;
- die Ablagerung von Aerosolen erfolgt nur sehr langsam, bis 100 km Quellentfernung werden weniger als 10 % der emittierten Schadstoffmenge am Boden abgelagert, bis 750 km erhöht sich dieser Betrag auf etwa 30 %;
- eine intensivere Ablagerung erfahren die reaktiven Schadgase, nach 100 km sind etwa 25 % der emittierten Schadstoffmenge abgelagert, bis 400 km erhöhen sich diese Werte auf etwa 60 %.

Ausgeprägte Jahreszeit- und Standortunterschiede ergibt der Vergleich von naß zu trocken abgelagerter Schadstoffmenge in Abhängigkeit von der Quellentfernung.

- Die Abreicherung von Schadstoff aus der Luft über die nasse Ablagerung ist für den süddeutschen Standort erheblich größer als für den norddeutschen; dabei fällt das gegenläufige Verhalten auf, für den norddeutschen Standort nimmt der Einfluß der nassen Ablagerung mit wachsender Entfernung von der Quelle zu, für den süddeutschen nimmt dieser Einfluß mit wachsender Entfernung ab.
- Auffallend ist weiterhin der jahreszeitliche Unterschied, trotz höherer Niederschlagsmenge im Sommer ist für beide Standorte das Verhältnis nasse zu trockene Ablagerung im Winter höher als im Sommer.
- Für Aerosole ist die nasse Ablagerung der vorherrschende physikalische Prozeß zur Abreicherung (Verhältnis nasser zu trockener Ablagerung 1,5 bis 3,0), für reaktive Schadgase hat die trockene Ablagerung einen größeren Einfluß (Verhältnis nasser zu trockener Ablagerung 0,6 bis 1,0).

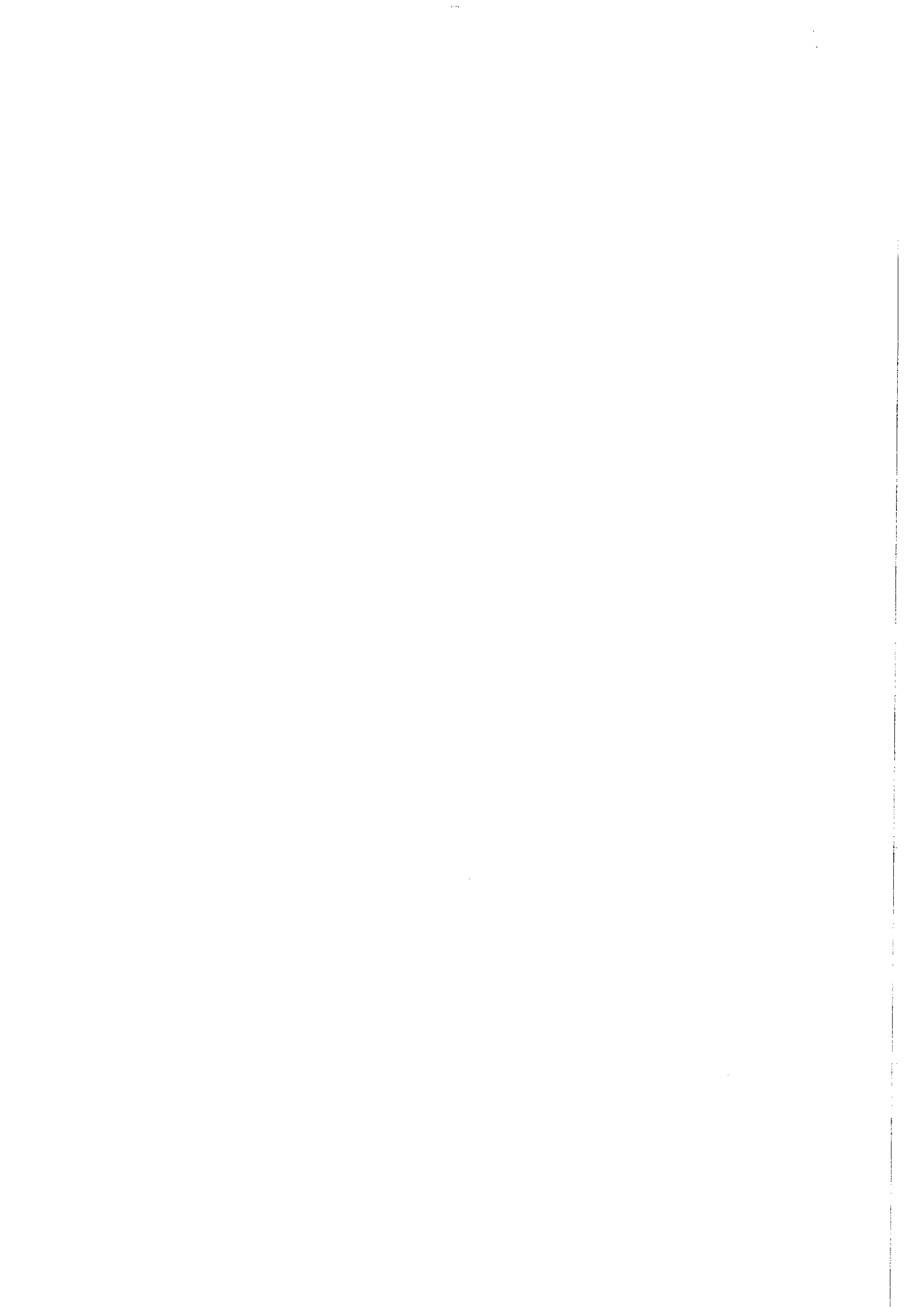
Die angeführten Ergebnisse aus Bilanzierungsabschätzungen geben keine Information über die z.T. erheblichen Unterschiede bei der räumlichen Verteilung der Schadstoffausbreitung und -ablagerung. Diese Unterschiede werden in Kap. 4 näher behandelt.

Für die Strahlenexposition wurde auf der Grundlage der Orts- und Kollektivdosis ein Vergleich des Modell-Kohlekraftwerks mit dem kerntechnischen Brennstoffkreislauf durchgeführt (Kap. 5). Die Beschränkung auf diesen Auswirkungsbereich erfolgte, da nur hierfür eine ausreichende Modell- und Datenbasis vorliegt. Die Untersuchung der Ortsdosiswerte bis 100 km Quellentfernung zeigt dabei u.a.

- eine ausgeprägte Abhängigkeit der Expositionsergebnisse der Kohlekraftwerke von den technischen Einsatzbedingungen wie Feuerungstechnik (Trocken- oder Schmelzfeuerung) und den Freisetzungsbedingungen wie Emissionshöhe und thermischem Auftrieb;
- sowohl für das Modell-Kohlekraftwerk als auch für das Modell-Kernkraftwerk und die Modell-Wiederaufarbeitungsanlage werden im Entfernungsbereich bis 100 km ähnliche Werte für die Strahlenexposition aus Abluftemissionen erhalten; im quellnahen Bereich bis 10 km ergeben sich dabei Werte zwischen 0,1 bis 1 $\mu\text{Sv}/(\text{GWe}\cdot\text{a})$ und im quellferneren Bereich bis 100 km Werte zwischen 0,01 und 0,1 $\mu\text{Sv}/(\text{GWe}\cdot\text{a})$;
- für die betrachteten kerntechnischen Anlagen sind noch zusätzlich Expositionen aus Abwasseremissionen zu berücksichtigen, die unter der Annahme mittlerer Abflußmengen mitteleuropäischer Flüsse etwa 1 $\mu\text{Sv}/(\text{GWe}\cdot\text{a})$ ergeben.

Risikospezifische Aussagen können jedoch nur auf der Grundlage kollektiver Folgeexpositionswerte unternommen werden. Eigene Abschätzungen der kollektiven Folgeexposition wurden auf der Basis von Ergebnissen, die von dem United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) im Jahre 1977 vorgestellt wurden, unter Berücksichtigung deutscher Standort- und Genehmigungsbedingungen durchgeführt. Eine umfassende Risikoabschätzung des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs muß darüber hinaus noch die Expositionsanteile aus potentiellen Kernkraftwerksstörfällen berücksichtigen. Dies geschieht auf der Grundlage der Ergebnisse der Deutschen Risikostudie für Kernkraftwerke. Das Risiko aus dem Normalbetrieb der Anlagen und potentiellen Störfällen von Kernkraftwerken kann dabei sinnvollerweise auf der Ebene der sich jeweils ergebenden Schadensfälle (somatisch) verglichen werden. Hinzuweisen ist auf die folgenden Ergebnisse:

- Das Risiko der Strahlenexposition des gesamten kerntechnischen Brennstoffkreislaufs ist um eine Größenordnung höher als dasjenige eines Kohlekraftwerks.
- Die eigenen Abschätzungen zur kollektiven Folgedosis bei bestimmungsgemäßem Betrieb der Anlagen zeigen eine Reduktion von 40 Personen-Sv/(GWe·a) im UNSCEAR-Bericht auf 20 Personen-Sv/(GWe·a) im Falle des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs; für das Kohlekraftwerk ergeben die Abschätzungen 4 Personen-Sv/(GWe·a) im Vergleich zu 0,6 Personen-Sv/(GWe·a) im UNSCEAR-Bericht.
- Die Strahlenexposition der Bevölkerung durch den bestimmungsgemäßen Betrieb eines Kernkraftwerks liegt in der gleichen Größenordnung wie die durch den Betrieb eines Kohlekraftwerks.
- Ein Großteil der Strahlenexposition aus dem kerntechnischen Brennstoffkreislauf wird durch die globale Verteilung von Kohlenstoff-14 verursacht. Grund dafür ist die lange Halbwertszeit von Kohlenstoff-14 von 5730 Jahren und der zur Bestimmung der kollektiven Folgedosis betrachtete Zeitraum von 500 Jahren. Der Anteil des Kohlenstoff-14 an der Strahlenexposition beträgt beim Kernkraftwerk 86 % und bei der Wiederaufarbeitungsanlage 58 %.
- Beim Kohlekraftwerk wird ein Großteil der Strahlenexposition durch Blei-210- (etwa 40 %) und Polonium-210-Emissionen (etwa 24 %) mit relativ kurzen Halbwertszeiten von 22,3 Jahren und 138 Tagen verursacht. Die kollektiven Folgedosen ergeben sich damit bereits, im Gegensatz zu Kohlenstoff-14, zum größten Teil während der ersten Jahre des betrachteten Zeitraums von 500 Jahren.
- Der Risikoanteil potentieller Unfälle bei Kernkraftwerken ist etwa doppelt so hoch wie aus dem Normalbetrieb der Anlagen des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs.



1. Notwendigkeit von vergleichenden Umweltbelastungsanalysen

Die Entwicklung eines öffentlichen Umweltbewußtseins seit Ende der sechziger Jahre brachte unter anderem die Forderung nach einer stärkeren Berücksichtigung ökologischer Kriterien bei der energie- und industriepolitischen Planung und bei konkreten Standortentscheidungen mit sich. Viele Staaten reagierten auf diese Forderung mit der Einrichtung mehr oder weniger stark formalisierter Prozeduren zur Überprüfung der Umweltverträglichkeit von Einzelmaßnahmen und Programmen. Kernstück der gesetzlich verankerten, stark formalisierten Überprüfungsprozeduren ist die Erstellung wissenschaftlich fundierter Analysen zur Umweltbelastung, wie sie etwa durch den U.S. National Environmental Policy Act von 1969 in Form der Environmental Impact Statements (EIS) vorgeschrieben wurden. Auf die Notwendigkeit, in die Analyseprozesse auch einen Vergleich der vorgeschlagenen Maßnahmen mit alternativen Lösungen einzubeziehen, wurde von Anfang an hingewiesen, so z.B. im amerikanischen National Environmental Policy Act wie auch in den deutschen "Grundsätzen für die Prüfung der Umweltverträglichkeit öffentlicher Maßnahmen des Bundes" von 1975. Umweltbelastungsanalysen, die dem Anspruch gerecht werden wollen, eine Bewertungsvoraussetzung zu geben, müssen außer einer umfassenden allgemeinen Kenntnisstandsdarstellung potentieller Umweltauswirkungen möglichst auch eine quantitative Interpretation der möglichen Belastungs- bzw. Schadenssituation in den betrachteten Regionen geben. Dies ist nur mit einem leistungsfähigen Analyseinstrumentarium durchführbar, das fortgeschrittene Rechenmodelle mit einschließt. Vergleichende Analysen haben dabei häufig den Vorteil, daß sie bessere Bewertungsvoraussetzungen geben als Einzelanalysen. Ein Grund hierfür ist, daß Unsicherheiten bestimmter Aussagen häufig nicht die Rolle spielen wie in Einzelanalysen, da sie in gleicher Weise für alle betrachteten Vergleichsobjekte gelten. Dabei ist darauf hinzuweisen, daß Entscheidungen über Energietechniken und Energieeinsatzstrategien natürlich nicht allein auf der Basis von Informationen über Umweltauswirkungen gefällt werden, sondern auch eine Vielfalt ökonomischer, gesellschaftlicher und sonstiger Bedingungen und Wirkungen berücksichtigen müssen. Notwendig ist daher letztlich eine Einbettung von Umweltbelastungsanalysen in umfassende "Technikbewertungen" oder "Technikfolgenabschätzungen".

Ein Hauptproblem bei der Erstellung von Umweltbelastungsanalysen ist die Diskrepanz zwischen der Forderung nach eindeutiger Bewertung der untersuchten Alternativen und dem Mangel an wissenschaftlich fundierten Kenntnissen zu ihren Folgewirkungen. In Kap. 2 werden die grundsätzlichen methodischen Probleme bei der Durchführung von vergleichenden Umweltbelastungsanalysen angesprochen und einige ausgewählte Methoden, die insbesondere für den Bereich der Strahlenexposition angewandt werden, dargestellt. Bei Umweltbelastungsanalysen sind die Arbeitsschritte der technischen Analyse, der Expositionsanalyse und der Schadensanalyse zu unterscheiden. Für den Bereich der Stromerzeugung auf der Basis von Kohle und von Kernenergie wird ein Beitrag zu einer vergleichenden Umweltbelastungsanalyse gegeben. Im Rahmen der technischen Analyse (Kap. 3) werden die Emissionen eines Modell-Steinkohlenkraftwerkes und aller bedeutenden Stationen eines kerntechnischen Brennstoffkreislaufs (Druckwasserreaktor) zusammengestellt. In Kap. 4 werden standortspezifische und jahreszeitliche Einflüsse auf die Ergebnisse von Umweltbelastungsanalysen diskutiert. Die nachfolgende Expositionsanalyse (Kap. 5) wurde auf den Bereich der Strahlenexposition beschränkt, da nur für diesen Teilbereich hinreichende Daten und Methoden verfügbar sind. Abschließend wird die Problematik von Vergleichsrechnungen zu den Umweltauswirkungen verschiedener Umwandlungsalternativen bei Berücksichtigung chemischer Schadstoffe behandelt (Kap. 6).

2. Zur Methodik von vergleichenden Umweltbelastungsanalysen

2.1 Struktur, Datenanforderungen und grundsätzliche methodische Probleme von Umweltbelastungsanalysen

Methoden für die Erfassung und den Vergleich der Umweltauswirkungen von Energieumwandlungstechniken und Energieeinsatzstrategien müssen sich an der Verursachungsstruktur der Umweltbeeinflussung orientieren. Idealerweise sollten die Umweltauswirkungen jeweils

- in allen Wirkungsbereichen
- für alle "beteiligten" Kreislaufstationen
- unter Berücksichtigung der Wirkungskette von der Emission bis zum Schaden

und

- möglichst quantitativ

bestimmt werden.

Die betrachteten Auswirkungsbereiche sollten grundsätzlich:

- die exponierte Bevölkerung,
- die in den Energieumwandlungsanlagen Beschäftigten,
- die natürliche Umwelt als solche

und

- das lokale, regionale und globale Klima

umfassen.

Die vollständigen Brennstoffkreisläufe sollten alle Anlagen von der Energierohstoffgewinnung über den Betrieb der Energieumwandlungsanlagen bis zur Endenergienutzung berücksichtigen. Für den Betrieb und den Durchsatz der einzelnen Stationen der jeweiligen Brennstoffkreisläufe ist zweckmäßigerweise eine einheitliche Normierungsbasis zu wählen. Im Falle einer Vergleichsanalyse zur Stromherstellung ist dies auf relativ einfache Weise durchführbar, aber auch hier müssen beispielsweise die Einsatzmöglich-

keiten der verschiedenen Techniken in den verschiedenen Lastbereichen unterschieden werden.

Die geforderte Orientierung an der Verursachungsstruktur von Umweltauswirkungen beinhaltet die Berücksichtigung der Wirkungskette "Emission-Immision-Schaden". Es lassen sich dann die folgenden Bearbeitungsschritte unterscheiden:

- Analyse der Emissionsbedingungen der Anlagen der Brennstoffkreisläufe (technische Analyse)
- Analyse des Schadstofftransfers in verschiedenen Umweltmedien bzw. der Exposition des Menschen (Expositionsanalyse)
- Analyse der Schäden in der Umwelt bzw. beim Menschen (Schadensanalyse).

Ziel der technischen Analyse ist es, für die Schadstoffe, die aus den Kreisläufen frei werden, Emissionsdatensätze zu erstellen. Neben den emittierten Mengen sollten auch Angaben zur Charakterisierung der physikalisch-chemischen Eigenschaften der Schadstoffe gemacht werden. Normiert werden die Emissionsdatensätze entweder auf die der Umwandlungsanlage bzw. die dem gesamten Kreislauf zugeführte Energie oder auf die daraus abgegebene elektrische oder Nutzenergie. Da für viele Schadstoffe Emissionsdaten nicht unmittelbar aus durchgeführten Messungen abgeleitet werden können, sind Kenntnisse über die Zusammensetzung der Brennstoffe und über Bildungs- und Freisetzungsvorgänge der Schadstoffe beim Energieumwandlungsprozeß und bei anschließender Rückstandsbehandlung notwendig. Ferner muß die Wirksamkeit von eingesetzten bzw. geplanten Rückhaltetechniken bekannt sein.

Ziel der Expositionsanalyse ist es, die Expositionen der verschiedenen Schadstoffe in der Umgebung der betrachteten Anlagen zu bestimmen. Expositionen ergeben sich aus dem Produkt der einwirkenden Schadstoffkonzentrationen und der Einwirkungszeitdauer. Die Analyse wird mit Rechenmodellen zur Schadstoffausbreitung und -umwandlung in verschiedenen Umweltmedien, wie Boden, Wasser, Luft und zum Schadstofftransfer zwischen verschiedenen Umweltmedien durchgeführt. Von besonderer Bedeutung sind die Übergangsmechanismen von Schadstoffen von der Atmosphäre zum Boden, vom Boden zur Pflanze und eventuell auch zur menschlichen Nahrung. Hierbei müssen lang-

fristige Anreicherungseffekte berücksichtigt werden. So können z.B. auch geringe atmosphärische Immissionswerte unterhalb der geltenden Grenzwerte über längere Zeiträume zu Anreicherungen im Boden und in der Pflanze führen. Damit werden auch der weiträumige Transport und die Ablagerung der Schadstoffe (100 - 1000 km) von Bedeutung. Für einige langlebige Schadstoffe lassen sich sogar globale Auswirkungen abschätzen. Expositionen werden meist ortsspezifisch berechnet. Zur Abschätzung von Schäden, z.B. Gesundheitsauswirkungen auf die betroffene Bevölkerung, werden häufig aus den Ortsexpositionswerten durch Berücksichtigung der an den entsprechenden Orten lebenden Bevölkerung Kollektivexpositionswerte bestimmt. Ein besonderes Problem bei der Durchführung der Expositionsanalyse ist die Auswahl repräsentativer Standortbedingungen bzw. repräsentativer Regionen, die es erlauben, die Gesamtauswirkung innerhalb eines größeren geographischen Raums abschätzen zu können.

Ziel der Schadensanalyse ist es, Aussagen zu den gesamten Schadensauswirkungen beim Betrieb der Anlagen bzw. bei der Durchführung der Energieeinsatzstrategien zu erarbeiten. Dabei ist für jeden Wirkungsbereich eine Vielzahl möglicher Schadensverläufe zu unterscheiden. So können z.B. die Auswirkungen auf den Menschen somatischer und genetischer Art sein. Die somatischen Wirkungen betreffen die unmittelbaren Auswirkungen auf die Gesundheit des exponierten Menschen, die genetischen diejenigen auf die Erbsubstanz und damit auf die Nachkommen. Weiterhin werden "stochastische" und "nichtstochastische" Wirkungen unterschieden (ICRP, 1978). Bei den stochastischen hängt nicht die Schwere der Auswirkung, sondern die Wahrscheinlichkeit ihres Auftretens von der Expositionshöhe ab, bei den nichtstochastischen besteht ein funktionaler Zusammenhang zwischen Schwere einer Auswirkung und verursachender Exposition. Zu den stochastischen Wirkungen zählen die genetischen Wirkungen und, bei den somatischen, die Krebsentstehung. Beispiele für nichtstochastische somatische Wirkungen sind die Linsentrübung, gutartige Veränderungen der Haut, Knochenmarkschädigungen und Schädigungen der Keimzellen, die eine Beeinträchtigung der Fruchtbarkeit zur Folge haben. Auch bis zum Auftreten von somatischen Wirkungen können teilweise sehr lange Latenzzeiten auftreten. Besondere Schwierigkeiten bereitet die Abschätzung der Langzeitauswirkungen langlebiger Schadstoffe, die auch noch für spätere Generationen Gefährdungen darstellen können.

Für eine Quantifizierung von Schäden sind die sog. Expositions- bzw. Dosis-Wirkungsbeziehungen notwendig. Diese Beziehungen liegen nur für wenige Schadstoffe in hinreichender Genauigkeit vor. Noch unsicherer ist die Kenntnis dieser Beziehungen bei gleichzeitigem Vorliegen mehrerer Schadstoffe (Synergismusproblem). Es ist zu betonen, daß solche Beziehungen ohnehin nur mittlere Abschätzungen für einen sog. Normalmenschen beschreiben können und subjektiv unterschiedliche Konstitutionen außer acht lassen.

Die bisherigen Ausführungen zeigen das Ausmaß der theoretischen, methodischen und datenmäßigen Ansprüche, die ein Idealkonzept für Umweltbelastungsanalysen insbesondere des vergleichenden Typs stellt. Von der Erfüllung dieser Ansprüche ist man an vielen Punkten noch weit entfernt: Es fehlt vielfach noch an der theoretischen Klärung von Zusammenhängen und am geeigneten methodischen Instrumentarium; sinnvolle Quantifizierungen sind oft nur sehr schwer oder praktisch gar nicht erreichbar, wenn nicht sogar prinzipiell ausgeschlossen. Das Bestreben muß sein, die "kognitive Basis" für vergleichende Umweltbelastungsanalysen ständig zu erweitern und zu verbessern.

Eine zumindest einigermaßen vollständige Informationsbasis ist sicher eine unerläßliche Voraussetzung für eine - im Hinblick auf die Umwelteffekte - fundierte Beurteilung und vergleichende Bewertung von Energiesystemen. Gerade die vergleichende Analyse wirft aber ein zusätzliches Problem auf, das umso gravierender wird, je "umfassender" die Analyse angelegt ist: das Aggregationsproblem. Aggregation ist dabei zu verstehen als Zusammenfassung repräsentativer Größen für die Einzelauswirkungen zu einem Index, der die Gesamtauswirkungen beschreibt. Wenn Alternativen verglichen werden sollen, setzt dies in aller Regel eine wie auch immer geartete Aggregation, am sinnvollsten auf der Schadensebene, voraus⁺⁾ ; die Aggregation ihrerseits erfordert einen einheitlichen Maßstab (Umrechnungsbasis) für die verschiedenen Auswirkungen. Für die Aggregation gibt es eine

⁺⁾ Es sei denn, man begnügt sich bewußt mit dem Vergleich eines als besonders gravierend angesehenen Schadstoffs (Leitsubstanz) bzw. Umwelteffekts, was aber natürlich nicht im Sinne der Forderung nach einer möglichst vollständigen Informationsbasis als Bewertungsgrundlage ist (vgl. Abschnitt 3.1)

Fülle denkbarer Regeln. Beispielhaft sei hier die Kosten-Nutzen-Analyse genannt, die eine Aggregation über die durchgehende Bewertung in Geldeinheiten anstrebt. Ein weiteres häufig angewandtes Verfahren (der partiellen Aggregation) ist die Umrechnung von Schadenswirkungen in die Krankheits- und Todesfälle aggregierende Größe "verlorene Manntage" (men-days lost). Ein wirklich befriedigendes, allgemein akzeptierbares und praktisch durchführbares Verfahren für die Aggregation über ein breites Spektrum von Einzelauswirkungen gibt es bisher jedoch nicht, auch nicht für den Teilbereich der Umweltauswirkungen; angesichts der bereits angesprochenen Schwierigkeiten bei der Quantifizierung und Bewertung vieler Effekte sind hier auch keine schnellen Erfolge zu erwarten. In (Halbritter u.a, 1981) wird eine Darstellung und Bewertung ausgewählter Methoden zur Erfassung und zum Vergleich von Umweltauswirkungen verschiedener Energiesysteme gegeben.

2.2 Darstellung und Bewertung ausgewählter Methoden für die Erfassung und den Vergleich von Umweltauswirkungen am Beispiel der Strahlenexposition

2.2.1 Grundlagen zur Berechnung der Schadstoff- bzw. Strahlenexposition

Arbeitsgrundlage für die Durchführung von Umweltbelastungsanalysen sind die in den entsprechenden Vorschriften und Verordnungen festgelegten Modelle und Ausgangsdaten. Dies sind einmal die Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA-Luft), (BMI, 1974), die Strahlenschutzverordnung (SSV) (BMI, 1977) und die Berechnungsgrundlage für die Bestimmung der Strahlenexposition durch Emission radioaktiver Stoffe (BMI, 1979), die den Vorläufer einer eventuellen späteren Radioökologieverordnung darstellt. Die Orientierung an diesen offiziellen Richtlinien ist eine notwendige Voraussetzung für Referenzrechnungen, die die Vielfalt der möglichen Rechenansätze zu interpretieren gestatten. Problematisch ist dabei, daß die Richtlinien, die für chemische Schadstoffe anzuwenden sind und diejenigen, die für radioaktive Emissionen gelten, nicht immer von den gleichen Voraussetzungen und Ausgangsannahmen ausgehen.

Im folgenden sollen Methoden und Vorgehen bei der Bestimmung der Strahlenexposition näher beschrieben werden. Die Strahlung der aus den entsprechenden Anlagen abgeleiteten radioaktiven Stoffe kann den Menschen auf verschiedenen Expositionspfaden erreichen: Zu unterscheiden sind dabei einmal die sog. externe Exposition, d.h. äußere Strahleneinwirkung auf den Menschen und die sog. interne Exposition, d.h. Strahleneinwirkung durch vom Körper aufgenommene Radionuklide. Bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Abluft und dem Abwasser sind dabei folgende Expositionspfade von Bedeutung:

- (1) Externe β -Strahlung innerhalb der Abluftfahne (β -Submersion);
- (2) externe γ -Strahlung aus der Abluftfahne (γ -Submersion);
- (3) externe γ -Strahlung der am Boden abgelagerten Aktivitäten (γ -Bodenstrahlung);

- (4) interne Bestrahlung durch Radionuklide, die mit der Luft inhaliert werden (Inhalation);
- (5) interne Bestrahlung durch Verzehr kontaminierter Nahrungsmittel (Ingestion).

Während die Expositionspfade (1) bis (4) nur für Abluftemission zu berücksichtigen sind, kann eine Strahlenbelastung über den Expositionspfad (5) "Ingestion" sowohl über Abluft- als auch über Abwasseremission erfolgen. Bei dem Expositionspfad "Ingestion" lassen sich die sog. direkte Aufnahme der Radionuklide nach Ablagerung auf der Pflanzenoberfläche und die sog. indirekte Aufnahme der Radionuklide nach Ablagerung auf dem Boden und Transfer über den Boden zur Pflanze unterscheiden. Es ist daher von Bedeutung, die wesentlichen Transfermechanismen von einem Umweltmedium zum andern, z.B. von der Atmosphäre zum Boden, zu kennen.

In Abb. 2.1 ist als ein Beispiel die Transferroute "Abluft - Boden - Pflanze - pflanzliche Nahrung - Mensch" dargestellt; bezüglich anderer Transfer Routen gelten ähnliche Darstellungen. Ausgehend von der hier gasförmig angenommenen Emission der Anlage (Bq/s) erfolgt Ausbreitung und Verdünnung der Schadstoffe in Luft. Ein Rechenmodell liefert dabei den ortsabhängigen sogenannten "Ausbreitungsfaktor" (s/m^3); Multiplikation der Emission mit dem Ausbreitungsfaktor liefert die Immission (Bq/m^3). Ablagerung der in der bodennahen Luftschicht enthaltenen Radionuklide führt mittels der Ablagerungsgeschwindigkeit (m/s) zu einer Immission auf der Bodenoberfläche (Bq/m^2). Über längere Zeiträume betrachtet resultiert daraus eine Anreicherung der Schadstoffe im Boden. Gleichzeitig wandern die Schadstoffe in tiefere Bodenschichten bzw. werden z.T. von den Pflanzen aufgenommen. Über pflanzliche Nahrungsmittel gelangt damit ein Teil der Schadstoffmenge des Bodens schließlich in menschliche Organe (Bq/g) und führt so zu einer radiologischen Belastung verschiedener Organe (Sv/a). Zur Abschätzung somatischer und genetischer Folgen der Strahlenbelastung für eine vorgegebene Bevölkerungsgruppe kann darüber hinaus die Kollektivexposition errechnet werden (Pers.-Sv/a).

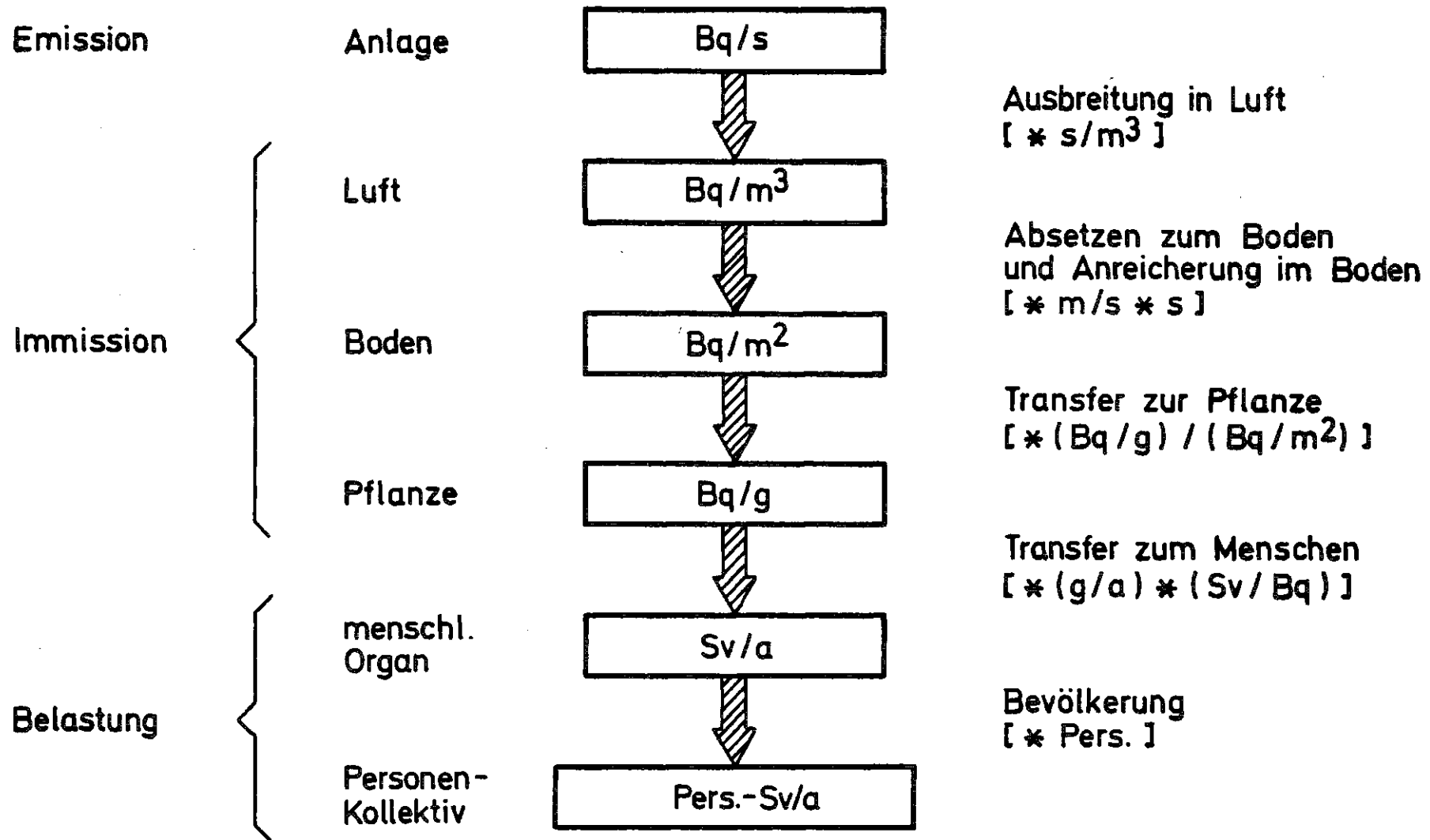


Abb. 2.1: Transferroute "Luft - Boden - Pflanze - pflanzliche Nahrung - Mensch"

Ein besonderes Problem stellt die Quantifizierung des Transfers von Schadstoffen bzw. Radionukliden vom Boden zur Pflanze dar. Dieser Transfer ist in komplizierter Weise von einer Vielzahl von Einzelfaktoren abhängig, wie Klima, Pflanzen- und Bodenart, Konzentration des stabilen und radioaktiven Isotops im Boden, den verschiedenen Bodeneigenschaften wie Ton- und Humusgehalt, Kationenaustauschkapazität, Basensättigung und pH-Wert des Bodens, Nährstoffversorgung, Bodenfeuchtigkeit u.a.. Modellmäßig läßt sich dieser Transfer entweder mit sog. Kompartimentmodellen beschreiben, die die zeitliche Variation der Konzentration in verschiedenen Kompartments, wie unterschiedlichen Bodenschichten, behandeln oder mit einfachen stationären Modellen unter Benutzung von sog. Transferfaktoren. Die Transferfaktoren ergeben sich dabei als dimensionslose Größen, die als Aktivität pro Masseneinheit Pflanzenfrischmasse zu Aktivität pro Masseneinheit Trockenboden definiert werden. Letzterer Modelltyp ist auch in den offiziellen Berechnungsgrundlagen (BMI, 1979) vorgeschrieben, dabei wird die Berücksichtigung eines Anreicherungszeitraums für die Radionuklide im Boden von 50 Jahren empfohlen. Transfer in tiefere Bodenschichten wird nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse der Rechnungen nach diesem Ansatz sind somit repräsentativ für das 50. Jahr des Betriebes einer Anlage. Wie in einem Statusbericht über den Transfer von Radionukliden, der von maßgeblichen Experten erstellt wurde (BMI, 1980), dargestellt, ist das Wissen über die Transferfaktoren jedoch nur sehr lückenhaft und gestattet nur bedingt die Quantifizierung des Radionuklidtransfers. Da bisher eine bodenspezifische Systematik der Transferfaktoren fehlt, finden sich in der Literatur für die Radionuklide Transferfaktoren, die um mehrere Zehnerpotenzen streuen. Es können daher heute nur Transferfaktoren angegeben werden, die die Transferverhältnisse im Verlauf größerer Zeiträume halbquantitativ, also in der Größenordnung beschreiben. Ähnlich problematisch wird auch der Transfer der Radionuklide vom Futter zur Milch und vom Futter zum Fleisch angesehen.

2.2.2 Das Konzept der Ortsäquivalentdosis

Die Auswirkungen der Strahlenexpositionen geschehen durch die mittels der verschiedenen Strahlenarten (α -, β -, γ -Strahlung) an die Körpergewebe abgegebene und dort absorbierte Energie (Energiedosis). Diese Energiedosis allein ist jedoch nicht ausreichend, um den Schweregrad oder die Wahrscheinlichkeit einer Gesundheitsauswirkung zu bestimmen, da unterschiedliche Strahlungsarten und unterschiedliche Strahlungsenergien unterschiedliche biologische Wirkungen auch bei quantitativ gleichen Energiedosiswerten ergeben können. Die Energiedosis wird daher mit einem Wichtungsfaktor multipliziert, der die relative biologische Wirkung ausdrückt; das Produkt wird als Äquivalentdosis bezeichnet.

Da die Bestimmung bzw. Prognose einer personenspezifischen Strahlendosis schwierig durchzuführen ist, wurde in den geltenden Verordnungen und Richtlinien des Strahlenschutzes das Konzept der sogenannten Ortsäquivalentdosis bzw. der Ortsäquivalentdosisrate, kurz Ortsdosisrate, festgelegt. Diese Ortsdosisraten beschreiben die fiktive Belastung eines Menschen, der sich während eines bestimmten Zeitraumes, z.B. einem Jahr, an einem fixierten Ort in der Umgebung der betrachteten Anlage aufhält und der darüber hinaus seinen Nahrungsbedarf mit Lebensmitteln deckt, die ihren Ursprung in landwirtschaftlichen Aktivitäten am betreffenden Aufpunkt haben. Beim Trinkwasserbedarf wird davon ausgegangen, daß er ausschließlich durch die Nutzung von Flußwasser, in das die Abwässer der Anlagen fließen, gedeckt wird. Zur Bestimmung der internen Strahlenexposition nach Radionuklidaufnahme durch Inhalation und Ingestion wird die in den einzelnen Organen absorbierte Energie über einen 50-Jahreszeitraum unter Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls und der endlichen Verweildauer in den einzelnen Organen aufsummiert. Damit ergibt sich definitionsgemäß eine sog. Folgeäquivalentdosis (siehe Kap. 2.2.3). Während in (BMI, 1979) ähnlich wie in (ICRP, 1959) ausschließlich das Konzept der organ- bzw. teilkörperspezifischen Exposition gilt, beinhalten die neueren ICRP Richtlinien (ICRP, 1978 und 1979) eine über alle relevanten Teilkörperbereiche aggregierte Expositionsgröße, die sog. effektive Äquivalentdosis bzw. effektive Äquivalentfolgedosis. Diese effektive Dosis beschreibt die gewichtete Zusammenfassung aller relevanten Einzelkörperdosen, wobei die Wichtungsfaktoren das Risikoverhältnis einer Teilkörperbestrahlung im Vergleich zur gleichförmigen Ganzkörperbestrah-

lung ausdrücken. Für die Expositionspfade externe Strahlung durch am Boden abgelagerte Radionuklide (z.B. Gamma-Bodenstrahlung) und Radionuklidaufnahme mit der Nahrung wird weiterhin ein Anreicherungszeitraum auf dem Boden bzw. im Boden von 50 Jahren berücksichtigt; die Ergebnisse der Rechnungen sind damit repräsentativ für das 50. Jahr des Betriebs einer Anlage.

Die Meßvorschrift für chemische Schadstoffe entsprechend TA-Luft (BMI, 1974) orientiert sich nicht an Dosiswerten, sondern an Schadstoffkonzentrationen (Immissionen). Für die Bestimmung dieser Immissionen wird ein Meßgebiet festgelegt, das bei einer Schornsteinhöhe bis 100 m 4 km x 4 km und bis 200 m 8 km x 8 km beträgt. Für diese Meßgebiete müssen die Erwartungswerte der Immissionen (Langzeitwert = IW1-Wert) und die 95 %-Fraktilewerte der Immissionen (Kurzzeitwert = IW2-Wert) bestimmt werden. Für die so definierten Langzeit- und Kurzzeitwerte sind die Grenzwerte einzuhalten. Es läßt sich leicht zeigen, daß weder die Ortsdosiswerte noch die IW1- und IW2-Werte geeignete Vergleichswerte zur Einschätzung der Auswirkungen verschiedener Energieumwandlungstechniken darstellen. Hauptgrund hierfür ist, daß diese Werte nicht repräsentativ für den Auswirkungsbereich der jeweiligen Schadstoffe sind und daher zu einer Abschätzung der Schadenswirkungen nur sehr bedingt geeignet sind. Dies gilt insbesondere für die immer größer werdenden Kaminhöhen, die keineswegs zur Schadstoffbeseitigung beitragen, sondern nur den Auswirkungsbereich der Schadstoffe vergrößern.

2.2.3 Das Konzept der kollektiven Folgedosis bzw. kollektiven Folgeexposition

Das Konzept der kollektiven Folgeexposition wurde für Aussagen über Risiken durch Strahlenexpositionen entwickelt (ICRP, 1978). Es ist vom Ansatz her auf die Betrachtung der somatischen und genetischen Auswirkungen auf den Menschen beschränkt. Ziel des Konzepts ist es, auch die Langzeitauswirkungen mit zu berücksichtigen. Es stellt eine Weiterentwicklung des Konzepts der Äquivalentdosis dar, die eine Aggregation unterschiedlicher radioaktiver Strahlenarten beinhaltet. Die Integration der personen- oder ortsspezifischen Äquivalentdosiswerte über ein betroffenes Bevölkerungskollektiv ergibt die kollektive Äquivalentdosis; darüber hinaus ergibt die Aggregation über große Auswirkungszeiträume die kollektive Folgeäquivalentdosis, kurz kollektive Folgedosis bzw. Folgeexposition. Die kollektive Folgeexposition stellt damit eine räumliche und zeitliche Erweiterung der Ortsäquivalentdosis unter Berücksichtigung der Bevölkerungsverteilung dar. Die kollektive Folgeexposition K ergibt sich damit zu

$$K = \iiint_{TXY} P(x,y,t) \cdot D(x,y,t) \cdot dx \cdot dy \cdot dt$$

$P(x,y,t)$ Bevölkerungsverteilung am Ort x,y und zur Zeit t

$D(x,y,t)$ Ortsdosisrate am Ort x,y und zur Zeit t .

Es ist darauf hinzuweisen, daß bereits die Berechnung der Ortsdosisrate aus einer Emission zum Zeitpunkt t_0 , die auch als Personendosisrate einer am Ort (x,y) lebenden Person zu interpretieren ist, für den Expositionspfad "Schadstoffaufnahme mit der Nahrung" einen Anreicherungszeitraum von 50 Jahren im menschlichen Körper berücksichtigt. Die in den entsprechenden Umweltmedien Atmosphäre und Boden noch verbleibende Restschadstoffmenge aus der Emission zum Zeitpunkt t_0 kann darüber hinaus auch in den Folgejahren zu Expositionen von unterschiedlichen Personenkollektiven beitragen.

Für den Bereich kleiner Dosisraten von Strahlung mit geringem LET⁺), für den die Hypothese der sog. linearen Dosis-Wirkungsbeziehungen (ohne Schwellenwert) bezüglich kanzerogener Auswirkungen gilt, läßt sich aus dem Wert für die kollektive Folgeexposition unmittelbar ein Risikowert ableiten. Bei nichtlinearen Dosis-Wirkungsbeziehungen bzw. linearen mit Schwellenwerten ist dies grundsätzlich auch möglich, wenn auch nicht unmittelbar. Aus der linearen Dosis-Wirkungsbeziehung (ohne Schwellenwert) ergibt sich die weitreichende Konsequenz, daß auch kleinste Dosiswerte noch zur Wirkung beitragen. Damit wird es notwendig, für langfristig wirksame Schadstoffe nicht nur die lokalen, sondern auch die regionalen Betroffenenkollektive und auch die Weltbevölkerung zu berücksichtigen. Daß dies notwendig sein wird, zeigen einfache Bilanzierungsrechnungen. So werden im Entfernungsbereich bis 100 km bei einer Emissionshöhe von 200 m je nach Standort und Schadstoff zwischen 10 bis maximal 40 % der ursprünglichen Emissionsmenge abgelagert (siehe Kap. 4). Die Konsequenz der linearen Dosis-Wirkungsbeziehung (ohne Schwellenwert) und weiterhin die Möglichkeit langfristiger Anreicherung machen Untersuchungen zu den möglichen Auswirkungen der Gesamtemissionsmenge notwendig. Für langfristig wirksame Schadstoffe folgt weiterhin, daß die Auswirkungen während sehr langer Expositionszeiträume von Bedeutung sind. Die internationale Strahlenschutzkommission (ICRP) definiert die Folgeexposition als das nach oben nicht begrenzte Integral der Personenexposition. Für praktische Rechnungen erscheint es sinnvoll, von der sog. eingeschränkten Folgeexposition auszugehen, die einen endlichen Zeitraum, z.B. 50 oder 500 Jahre, umfaßt.

Im Augenblick wird intensiv geprüft, inwieweit das Konzept der kollektiven Folgeexposition auch auf chemische Schadstoffe angewandt werden kann, um auch für diesen Wirkungsbereich eine leistungsfähige Aggregationsgröße zur Verfügung zu haben. Die Anwendung dürfte auf jeden Fall schwieriger werden als im Falle der Radionuklide, da für die Auswirkungen chemischer Schadstoffe noch keine aggregierende Größe wie die Äquivalentdosis existiert. Überhaupt ist die Kenntnis der Expositions-Wirkungsbeziehungen

⁺) LET = linear energy transfer; zur Strahlung mit geringem LET zählen Beta- und Gammastrahlung

noch weniger fortgeschritten als bei den Strahlenexpositionen. Man wird in vielen Fällen von der Existenz von Schwellenwerten auszugehen haben, was die Anwendung des Konzepts kompliziert. In diesem Fall ist die Herleitung einer Schadensgröße aufgrund von Werten für die Kollektivexposition nur bei Berücksichtigung der in der fraglichen Region vorliegenden Vorbelastung möglich.

Zusammenfassend ist festzustellen:

Das Konzept der kollektiven Folgeexposition gestattet eine Aggregation der einzelnen Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen auf der Expositionsebene bezüglich

- der Kurzzeit- und Langzeitauswirkungen,
- der lokalen, regionalen und globalen Auswirkungen

und

- der Expositionsanteile verschiedener Stationen der jeweiligen Brennstoffkreisläufe an verschiedenen Standorten.

Es ergibt sich damit ein sogenannter Kollektivexpositionsvektor, dessen Elemente die Kollektivexpositionswerte der einzelnen Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen darstellen.

2.2.4 Schadensindizes auf der Basis des Konzepts der kollektiven Folgeexposition

Für die Gruppe der stochastischen Schäden (somatisch-stochastisch und genetisch) lassen sich bei Kenntnis der entsprechenden Dosis-Wirkungsbeziehungen aus den Kollektivexpositionswerten Schadenswerte herleiten. Es werden dabei zumeist die beiden folgenden Schadensindizes verwandt

- Todes- oder Krankheitsfälle und
- verlorene Personentage und verlorene Arbeitstage.

Bei der Berechnung der genannten Schadensindizes sollten idealerweise Latenzzeiten von der Exposition bis zum Auftreten der Schäden und die Altersverteilung der betroffenen Bevölkerung berücksichtigt werden. Der Schadensindex "verlorene Personentage" stellt dabei eine aussagefähigere Risikogröße dar als die pauschale Angabe "Todes- oder Krankheitsfälle", da das lebensalterabhängige Auftreten der Schadensfälle berücksichtigt werden kann.

Schadensindizes auf der Basis eines Kollektivrisikos können für Risiko-Vergleichszwecke insgesamt als geeigneter angesehen werden als das häufig angewandte Konzept eines "Referenz-Individualrisikos", da für letzteres

- die Schwierigkeit der Auswahl einer geeigneten Referenzperson besteht,
- Langzeiteffekte nur unzureichend dargestellt werden können und
- standortspezifische Unterschiede, wie unterschiedliche Bevölkerungsverteilung, nur bedingt berücksichtigt werden können.

3. Emissionen beim Einsatz von Kohle und von Kernbrennstoffen

3.1 Emissionen beim Einsatz von Kohle

3.1.1 Stationen der Kohle bis zur Stromerzeugung

Bergwerk:

Steinkohle wird in Deutschland im Untertagebau, zur Zeit aus einer mittleren Förderteufe von rund 850 m, gewonnen. Die Gruben sind aus einem komplizierten System von Schächten und Stollen aufgebaut, in denen die Kohle aus den bestenfalls einige Meter mächtigen Flözen abgebaut und an die Oberfläche transportiert wird. Die Jahresförderung einer Grube beträgt im Durchschnitt etwa 4 Mio. t Rohkohle (Kubitza, 1980).

Eine Belastung der Umwelt geht von den salzhaltigen Grubenwässern aus, die aus den Bergwerken gepumpt und abgeleitet werden. Die schließlich vom Rhein jährlich mitgeführte Chloridfracht aus dem Kohlebergbau insgesamt beträgt etwa 1,6 Mio. t, was etwa 15 % der gesamten Salzfracht des Rheines entspricht (Bundestag, 1976). Die verhältnismäßig hohe Belastung der abgeleiteten Grubenwässer durch natürliche radioaktive Stoffe, die bei einer Zeche im Einzugsbereich der Lippe festgestellt wurde, ist untypisch hoch und ein Spezifikum dieser einen Zeche (Klös, Schoch, 1979).

Aufbereitung:

Da die aus den Gruben geförderte Rohkohle als sehr heterogenes Material vorliegt, wird sie schon in den Zechen selbst aufbereitet, um so ein verkaufsfähiges Produkt gleichbleibender Qualität herzustellen. Dies geschieht grundsätzlich bei der deutschen Steinkohle, im Gegensatz etwa zu den USA. Die Rohkohle enthält Reinkohle (Vollwertkohle), kohlefreies Gestein (Berge) und Übergänge zwischen diesen beiden Extremen, die sogenannten verwachsenen Anteile (Mittelgut, Ballastkohle). Verstärkte Rationalisierungsmaßnahmen im Steinkohlebergbau führten in den letzten Jahrzehnten zu einer Verringerung der Selektivität beim Kohleabbau, was eine kontinuierliche Erhö-

hung des Bergegehaltes der Rohförderkohle zur Folge hatte (Benthaus u.a., 1978). Zur Sortierung, d.h. zur Trennung der Rohkohle in Vollwertkohle, Berge und Mittelgut, werden naß arbeitende Verfahren eingesetzt, wobei im Korngrößenbereich über 0,5 mm (Grob- und Feinkorn) Unterschiede in der Dichte ausgenutzt werden. In der Regel werden die Dichtestufen unter $1,5 \text{ g/cm}^3$ als Reinkohle definiert, die über 2 g/cm^3 als Reinberge, alle Dichtestufen dazwischen bilden das Mittelgut.

Zur Sortierung des Feinstkornes ($< 0,5 \text{ mm}$), das immerhin rund 18 % der geförderten Rohkohle ausmacht, wird die Flotation angewandt, ein Verfahren, das die unterschiedlichen Oberflächeneigenschaften von Kohle- und Bergeteilchen ausnutzt (Bethe, 1979; Kubitza, 1980).

Bei all diesen Verfahren zur Sortierung der Kohle wird auch ein großer Teil des pyritischen Schwefels, der einen erheblichen Anteil des Schwefels in der Rohkohle ausmacht, zusammen mit dem Bergematerial abgetrennt, so daß i.a. noch ein Restschwefelgehalt von rund 1 % in der Kohle verbleibt (Leininger, Monostory, 1976).

Insgesamt ergeben sich bei der Aufbereitung der zur Zeit in der Bundesrepublik jährlich geförderten Rohkohlemenge von etwa 150 Mio. t folgende Mengenströme (Bethe, 1979):

- 52 % entsprechend ca. 78 Mio. t/a an Vollwertkohle
- 8 % entsprechend ca. 12 Mio. t/a an Mittelgut (Ballastkohle)
- 40 % entsprechend ca. 60 Mio. t/a an Bergematerial.

In den heutigen Steinkohlenkraftwerken wird feinkörnige Kohle (Feinkohle) verfeuert. Für Vollwertkohle kann dabei mit einem Heizwert von rund 30 MJ/kg bei einem mittleren Aschegehalt von 10 % gerechnet werden, für Ballastkohle mit rund 23 MJ/kg bei durchschnittlich 30 % Asche.

Steinkohlenkraftwerke:

Von der geförderten Steinkohle werden zur Zeit in Deutschland etwa 43 %, entsprechend 33 Mio. t verstromt, der Rest wird überwiegend zur Stahlerzeugung genutzt (Mackenthun, 1979). Nur die mit Ballastkohle niedrigen Heizwertes betriebenen Kraftwerke stehen in der Nähe der Abbaugebiete. Ansonsten besitzt Vollwertkohle einen genügend großen Heizwert, so daß der Transport der Kohle per Eisenbahn oder Schiff zu verbrauchernahen Kraftwerken wirtschaftlicher ist als eine Verteilung der elektrischen Energie über weite Strecken des Netzes (Koch, Telöken, 1977).

In den heutigen Kraftwerken wird nahezu ausschließlich die Staubfeuerung in den beiden Verfahrensvarianten Schmelz- und Trockenfeuerung, eingesetzt. Dabei wird die angelieferte Feinkohle zunächst in speziellen Mühlen im Kraftwerk selbst zu Staub zermahlen und dabei gleichzeitig getrocknet. Der gewonnene Kohlenstaub wird anschließend mit Luft und den bei der Mahltrocknung anfallenden Gasen vermischt in den Feuerraum geblasen, wo die Kohlenstaubteilchen in der Schwebelage verbrennen. Die Wärme wird dabei im heißesten Teil des Kessels vor allem durch Strahlung und erst bei Abkühlung der Rauchgase im kälteren Teil des Kessels durch Wärmeleitung an die Dampferzeugerrohre abgegeben. Der Dampf wird in einem Dampf-Wasser-Kreislauf (Clausius-Rankine-Prozeß) zur Stromerzeugung genutzt. Wirkungsgrade von rund 40 % sind dabei heute erreichbar.

Die aus dem Feuerraum ausgetragenen Ascheteilchen (Flugasche) müssen grundsätzlich in allen Kraftwerken in Staubabscheidern, auf die in Kap. 3.1.2 eingegangen wird, aus dem Rauchgas entfernt werden. In neueren Kraftwerken wird das Rauchgas außerdem noch von gasförmigen Schadstoffen, vor allem Schwefeldioxid, gereinigt, bevor es als Reingas über den Kamin ins Freie gelangt. Kaminhöhen von 200 m und mehr sind heute keine Seltenheit.

In den meisten älteren deutschen Steinkohlenkraftwerken, die allerdings auch heute noch den überwiegenden Anteil an der Stromproduktion aus Steinkohle erbringen (Koch, Telöken, 1977), findet die Verbrennung in Schmelzfeuerungen mit flüssigem Ascheabzug statt, einem Feuerungstyp, der vorwiegend nur in der Bundesrepublik eingesetzt wird und sich insbesondere zur Verbrennung ballastreicher Kohlen eignet (Jacobs, 1978). Bei diesen Anla-

gen liegen die Temperaturen im Feuerraum zwischen 1500 und 1800 Grad Celsius, so daß die nach der Verbrennung des Kohlenstaubes übrig bleibenden Ascheteilchen als flüssige Tröpfchen auf die Feuerraumwände auftreffen und dort abfließen. Diese Schlacke tropft in ein Wasserbad, wo sie granuliert. Rund die Hälfte der mit der Kohle eingebrachten Asche verläßt so als Schlacke den Feuerraum. Der Rest entweicht mit den Rauchgasen als Flugasche, die häufig nach ihrer Abscheidung in den Feuerraum zum Wiederaufschmelzen zurückgeführt wird, so daß schließlich die gesamte Asche in Form von Schlackegranulat vorliegt (Kantner, 1980). Besaßen Kraftwerksblöcke mit Schmelzfeuerungen in der Vergangenheit eine elektrische Leistung bis zu 370 MWe, so wurde im Jahre 1979 ein Block mit 700 MWe (Standort Ibbenbüren) bestellt (Reidick, Heitmüller, 1980).

Bei neueren Steinkohlenkraftwerken wird allerdings der trockene Ascheabzug bevorzugt. Die im heißesten Teil der Flamme auftretenden Temperaturen liegen bei 1200 bis 1300 Grad Celsius. Bei der Trockenfeuerung sind die Temperaturen im Feuerraum so gewählt, daß die Ascheteilchen beim Auftreffen auf die Wände schon deutlich unter ihren Erweichungspunkt abgekühlt sind. Daher bildet sich auch keine Schlacke, und die Asche wird zu rund 90 % als Flugasche aus dem Feuerraum ausgetragen. Die schwereren Staubpartikel (Grobasche) sammeln sich im unteren Teil des Feuerraumes (Kantner, 1980).

Die innerhalb der letzten zehn Jahre erbauten oder in Auftrag gegebenen größeren Kraftwerksblöcke mit elektrischen Leistungen zwischen 450 und 800 MW, insgesamt etwa zwölf Anlagen, besitzen alle, bis auf die erwähnte Ausnahme, eine Trockenfeuerung (Reidick, Heitmüller, 1980).

Mengenströme:

In Abb. 3.1 sind für ein mit Vollwertkohle betriebenes, trocken entaschtes Kraftwerk die durchgesetzten Mengen angegeben. Die Mengen sind bezogen auf eine bereitgestellte elektrische Energie von 1 GWh - das entspricht der elektrischen Energie, die von einem 1000 MW-Kraftwerk bei ununterbrochenem Vollastbetrieb in einem Jahr abgegeben wird. Als Wirkungsgrad ist dabei 40 % angesetzt.

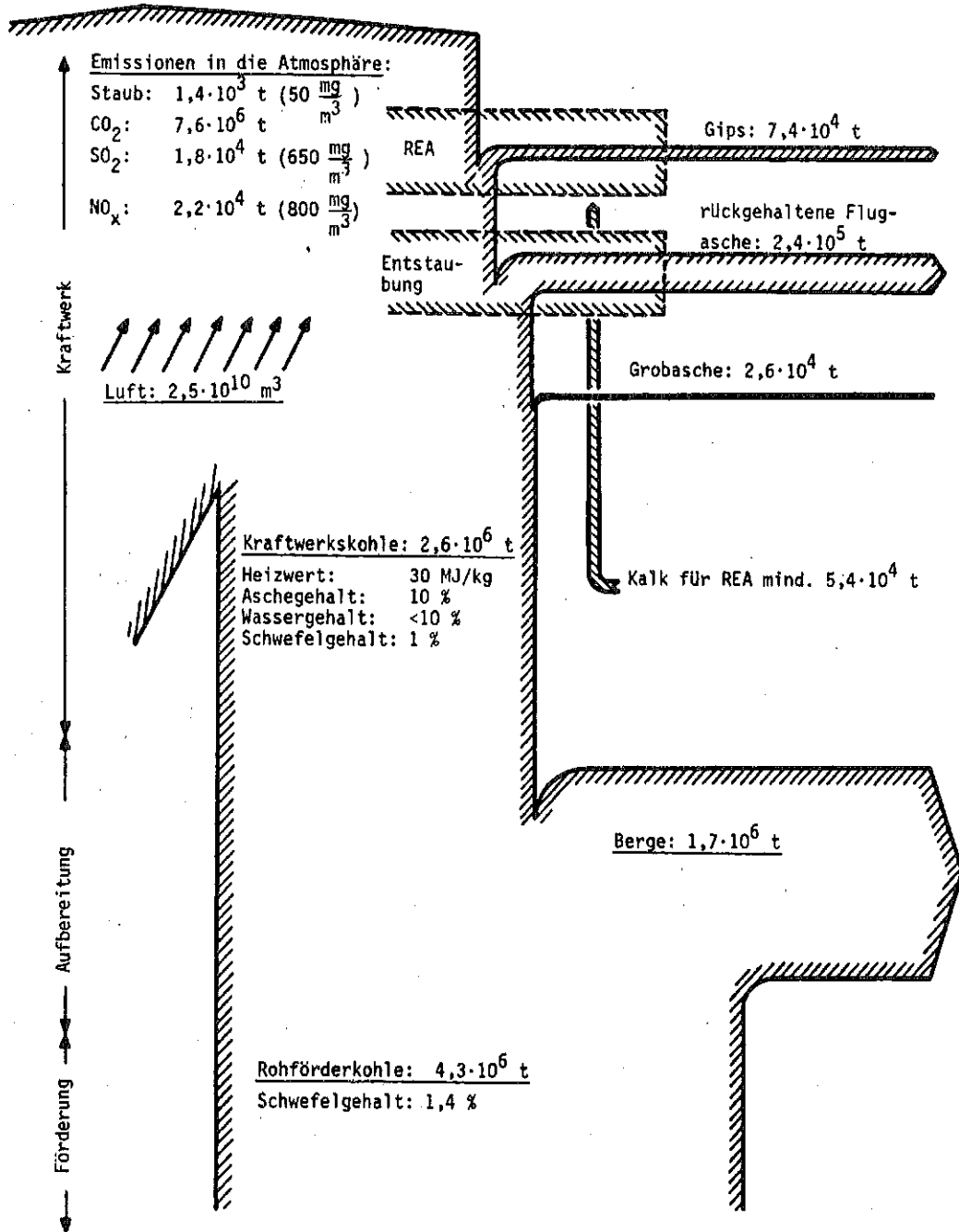


Abb. 3.1: Jährlich durchgesetzte Mengen bei ununterbrochenem Vollastbetrieb eines 1000 MWe-Steinkohlenkraftwerkes mit trocken entaschter Staubfeuerung und Gips als Endprodukt der Rauchgasentschwefelungsanlage (REA)

Beim Betrieb mit Vollwertkohle (Heizwert: 30 MJ/kg, Aschegehalt 10 %) werden demnach 2,6 Mio. t im Kraftwerk verfeuert. Zur Gewinnung dieser Menge müssen 4,3 Mio. t Rohkohle abgebaut und 1,7 Mio. t Berge bei der Aufbereitung davon abgetrennt werden. Als Rückstände fallen 240 000 t an rückgehaltener Flugasche und 26 000 t Grobasche an. (Im Falle eines flüssig entaschten Kraftwerkes würde mindestens die Hälfte der Asche als Schlacke anfallen). Bei Rauchgasentschwefelung mit Gips als Endprodukt fallen bei Einhaltung der in naher Zukunft zu erwartenden Grenzwerte etwa 74 000 t Gips an.

Wird Ballastkohle verstromt (Heizwert: 23 MJ/kg, Aschegehalt: 30 %), so fallen bei der Erzeugung der elektrischen Energie von 1 Gwa bei einem Ballastkohlenbedarf von 3,4 Mio. t etwa 1 Mio. t an Asche an.

Bei einem Kraftwerkswirkungsgrad von 40 % fällt außerdem bei Erzeugung von 1 Gwa an elektrischer Energie eine Abwärmemenge von 1,5 Gwa ($= 4,7 \cdot 10^7$ GJ = 1,6 Mio. t SKE) an, die nur in den wenigsten Fällen genutzt und meist an Flüsse oder über Kühltürme an die Luft abgegeben wird.

3.1.2 Technische Maßnahmen zur Emissionsminderung

Entstaubungseinrichtungen:

Die mit Flugstaub beladenen Rauchgase aus den Kohlenkraftwerken werden zur Erfüllung der Auflagen zur Reinhaltung der Luft schon seit vielen Jahren entstaubt. Dabei werden üblicherweise Rückhaltegrade von mehr als 99 % erreicht.

In der Bundesrepublik herrscht heute der elektrostatische Staubabscheider, auch Elektrofilter, vor. In diesem Abscheider werden die Staubpartikel elektrisch geladen und mit Hilfe von elektrischen Feldern aus dem Rauchgas entfernt. In einigen Fällen sind Abscheidegrade von mehr als 99,9 % erreichbar (Weber, 1980).

Durch seine Wirkungsweise bedingt, reagiert dieser Abscheider empfindlich auf den elektrischen Widerstand des Flugstaubes, was jedoch durch eine Reihe von Zusatzmaßnahmen, wie beispielsweise durch Einsprühen von Wasser oder Eindüsen von Schwefeltrioxid in das staubbeladene Rauchgas, kompensiert werden kann (Braun, 1978; Weber, 1980; Hüllen, 1980; Junkers, Laufhütte, 1981).

In den Vereinigten Staaten werden heute neben den auch dort vorherrschenden Elektrofiltern in zunehmendem Maße filternde Abscheider (Tuch-, Gewebefilter) eingesetzt, in denen die staubbeladenen Rauchgase beim Durchströmen der Filtermaterialien entstaubt werden. In Deutschland ist derzeit erst ein Kraftwerk teilweise mit filternden Abscheidern ausgerüstet (Grabenhorst, 1980). Filter besitzen gegenüber elektrostatischen Abscheidern i.a. einen höheren Abscheidegrad, der sich vor allem bei der Rückhaltung von Feinstaub (Teilchen kleiner als 5 bis 10 μm) bemerkbar macht.

Emissionsminderung gasförmiger Luftverunreinigungen:

Werden die Staubemissionen aus Kraftwerken schon seit langem begrenzt, so werden Maßnahmen zur Emissionsminderung gasförmiger Luftverunreinigungen, vorwiegend von Schwefeldioxid und Stickoxiden, erst bei den in den letzten Jahren errichteten Kraftwerken getroffen.

Schwefeldioxid:

Prinzipiell gibt es drei verschiedene Möglichkeiten, die Emissionen an Schwefeldioxid, das bei der Verbrennung durch Oxidation des in der Kohle gebundenen Schwefels entsteht, zu senken:

- Durch Entschwefelung der Kohle (Brennstoffentschwefelung),
- durch Zugabe basischer Additive zur Kohle vor oder während des Verbrennungsvorganges, wodurch das Schwefeldioxid chemisch gebunden und in eine feste Form überführt wird (Additivverfahren),
- durch Entschwefelung der Abgase (Rauchgasentschwefelung).

Durch die Aufbereitung der Steinkohle wird ihr Schwefelgehalt, wie erwähnt, bereits auf etwa 1 % abgesenkt.

Das Additivverfahren führt bei Verfeuerung von Steinkohle, bedingt durch die hohen Verbrennungstemperaturen, nicht zu einer wesentlichen Emissionsminderung, im Gegensatz zur Braunkohlenfeuerung, wo es mit Erfolg angewandt wird (Davids, 1980; Hlubek, Schiffers, 1980).

Um die heute geforderten Emissionswerte einhalten zu können, werden deshalb die Abgase aus modernen Steinkohlenkraftwerken entschwefelt. Eine Vielzahl von Verfahren wurde zu diesem Zweck entwickelt, wobei Rückhaltegrade von 90 % und darüber für Schwefeldioxid erreicht werden. Bei den mit alkalischen Absorbentien arbeitenden Verfahren werden daneben auch Fluor- und Chlorwasserstoff, ihrer hohen Azidität wegen, nahezu vollständig mit abgeschieden.

Die meisten der heute in Betrieb und in Bau befindlichen Rauchgasentschwefelungsanlagen in Deutschland arbeiten mit Kalkwäschen, wobei Gips als Endprodukt anfällt, der weiterverwertet werden kann (Wirsching, Hüller, 1981). Die übrigen Verfahren liefern unterschiedliche Endprodukte, wie Sulfit-Schlamm, das Düngemittel Ammoniumsulfat, ein als Stabilisat bezeichnetes Gemisch aus Flugasche und Kalziumsulfat/sulfat, SO₂-Reichgas, Schwefelsäure oder Elementarschwefel.

Stickoxide:

Neben Schwefeldioxid werden als weitere wichtige Schadgase in hohem Maße auch Stickoxide, vorwiegend als Stickstoffmonoxid, aus Kohlenkraftwerken emittiert. Sie entstehen bei der Verbrennung durch Oxidation von Stickstoffverbindungen in der Kohle (Brennstoff- NO_x) und durch Oxidation von Luftstickstoff (thermisches NO_x).

Zunächst lassen sich diese Emissionen durch feuerungstechnische Maßnahmen senken, die gezielt gegen die Entstehungsmechanismen der Stickoxide gerichtet sind. So ließen sich beispielsweise in einem saarländischen Steinkohlenkraftwerk durch Umstellen auf Stufenmischbrenner, bei denen die notwendige Verbrennungsluft in mehrere Teilströme unterteilt wird, die Stickoxidemissionen gegenüber der ursprünglichen Brennerkonstruktion in etwa halbieren (550 - 690 mg NO_x/m^3 ; Michelfelder, Leikert, 1980).

Darüber hinaus lassen sich durch entsprechende Abgasbehandlung die Stickoxidemissionen noch weiter senken. In Japan werden solche Anlagen bereits heute kommerziell betrieben, in der Bundesrepublik und den Vereinigten Staaten laufen Versuchsprogramme. Auch hierbei werden Abscheidegrade von 90 % und darüber erwartet (Ziegler, Meyers, 1979). Unter anderem wird an einer Reihe von Simultanverfahren zur gleichzeitigen Abscheidung von Stickoxiden und Schwefeldioxid gearbeitet (Rentz, Hempelmann, 1980).

3.1.3 Abluftemissionen aus modernen Kohlenkraftwerken mit konventioneller Feuerung

Die aus den Kraftwerken in die Luft abgegebenen Schadstoffe sind zum größten Teil schon in der Kohle enthalten und wandeln sich bei der Verbrennung i.a. noch chemisch um, wie etwa der bereits erwähnte Schwefel und ein Teil des organisch gebundenen Stickstoffes. Spurenelemente, darunter auch natürliche Radionuklide, aus der Kohle sind vorwiegend in der Asche wiederzufinden.

Es ist anzunehmen, daß sich die Bemühungen um eine Verringerung der Umweltbelastung in der Kraftwerkstechnik weiter fortsetzen werden. Deshalb wird bei der Erstellung der Emissionsdaten aus Steinkohlenkraftwerken davon ausgegangen, daß die im Vorentwurf einer Verordnung über Großfeuerungen genannten Grenzwerte exakt eingehalten werden (vgl. Fluck, Papp, 1981). Diese sind angegeben als Konzentrationen im Rauchgas (bezogen auf den Normzustand):

Staub	50 mg/m ³
Schwefeldioxid	650 mg/m ³
Stickoxide (als NO ₂) für Trockenfeuerungen	800 mg/m ³
Stickoxide (als NO ₂) für Schmelzfeuerungen	1300 mg/m ³

Aus den angeführten Werten werden die zugehörigen spezifischen Emissionen (Emissionsfaktoren) errechnet, und zwar sind diese bezogen sowohl auf die eingesetzte Primärenergie, angegeben in GJ, als auch auf die abgegebene elektrische Energie, angegeben in GWe·a, wobei ein Kraftwerkswirkungsgrad von 40 % angesetzt ist. Dann gilt:

$$1 \text{ GJ (Primärenergie)} \cong 1,27 \cdot 10^{-8} \text{ GWe}\cdot\text{a}$$

$$1 \frac{\text{g}}{\text{GJ}} \cong 7,87 \cdot 10^7 \frac{\text{g}}{\text{GWe}\cdot\text{a}} = 78,7 \frac{\text{t}}{\text{GWe}\cdot\text{a}}$$

Ferner wird mit einer Rauchgasemission von

$$350 \frac{\text{m}^3}{\text{GJ}} \cong 2,8 \cdot 10^{10} \frac{\text{m}^3}{\text{GWe}\cdot\text{a}}$$

gerechnet (Koch, Telöken, 1977).

Die resultierenden spezifischen Emissionen sind in Tab. 3.1 angegeben.

Die übrigen in Tab. 3.1 aufgeführten Emissionsfaktoren wurden folgendermaßen gewonnen:

Für Kohlenwasserstoffe wurde der Mittelwert aus den Arbeiten von Faude u.a. (1974), Geiger u.a. (1974) und vom Umweltbundesamt (UBA, 1977) gebildet. Zu dieser Stoffklasse sind auch die als kanzerogen geltenden polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAH) zu zählen, deren Anteil jedoch nach Angaben von Ahland und Mertens (1979) nur unwesentlich ist. Für Benzo(a)pyren, einen Vertreter der PAH, wurden beispielsweise Konzentrationen zwischen 0,2 und 15 ng/m³ im Rauchgas aus Steinkohlenkraftwerken entsprechend 5,5 - 410 g/GWe·a festgestellt. Auch in einer Studie des Office of Technology Assessment wird von verschwindend geringen PAH-Emissionen aus Kohlenkraftwerken berichtet (OTA, 1979).

Der Emissionsfaktor für Kohlenmonoxid ist ein Mittelwert aus den Arbeiten von Faude u.a. (1974) und Geiger u.a. (1974).

Für die Emissionen von Chlor- und Fluorwasserstoff wurde von Emissionsfaktoren nach Davids (1974) ausgegangen, wobei noch eine Rückhaltung von 66 % durch die Rauchgasentschwefelung berücksichtigt ist; 66 % ist auch der Rückhaltegrad für Schwefeldioxid bei der Einhaltung der oben aufgeführten Grenzwerte. Im Falle von naß oder halbtrocken arbeitenden Rauchgasentschwefelungsverfahren ist die Rückhaltung bei Vollstromentschwefelung der Rauchgase, bedingt durch die hohe Azidität der beiden Stoffe, nahezu vollständig (Bursik, 1981).

Bei den Emissionen von Kohlendioxid wurde von einem Kohlenstoffgehalt von 80 % in der Kohle bei vollständiger Verbrennung ausgegangen.

Spurenelementemissionen:

Bei der Erstellung der spezifischen Emissionen von Spurenelementen in Tabelle 3.2 wurde angenommen, daß diese Stoffe mit Ausnahme von Selen und Quecksilber nicht gasförmig sondern an Stäube gebunden emittiert werden. Die freigesetzten Staubteilchen bestehen überwiegend aus Hohlkugeln mit glasartiger Struktur, deren Durchmesser im Mittel (bezogen auf die Masse) unter $10\ \mu\text{m}$ liegt. Die Spurenelemente sind dabei in der Glasmatrix der Staubteilchen eingebunden und zum Teil auch an deren Oberfläche angelagert (Kirsch, 1981). Die Spurenelementkonzentration der emittierten Stäube (Reingasstaub) ist der häufig zitierten Arbeit von Kautz, Kirsch und Laufhütte (1975) entnommen. Daraus wurden durch Multiplikation mit dem Emissionsfaktor für Staub ($17,5\ \text{g/GJ} \approx 1400\ \text{t/GWe}\cdot\text{a}$) die Emissionsfaktoren für die Spurenelemente errechnet. Untersuchungen von Kolb und Täuber (1981) deuten darauf hin, daß insbesondere leicht flüchtige Elemente aus Schmelzfeuerungen in höherem Maße emittiert werden als aus Trockenfeuerungen.

Anders als für die an Stäube gebundenen Spurenelemente wurde nach Klein u.a. (1975) angenommen, daß 20 % des mit der Kohle eingebrachten Selen und 90 % des Quecksilbers als Dämpfe und somit ohne Rückhaltung über den Kamin in die Atmosphäre gelangen (Tab. 3.2).

Radioaktive Emissionen:

Neben dem Kaliumisotop K-40 tragen Uran-238, Thorium-232 und ihre jeweiligen Tochternuklide zur Radioaktivität der Kraftwerksemissionen bei. Da die Radionuklide mit Ausnahme der gasförmig freigesetzten Isotope des Edelgases Radon ebenso wie die Spurenelemente an die emittierten Stäube gebunden sind, lassen sich analog zum Vorgehen bei der Erstellung der Emissionsdaten für Spurenelemente die spezifischen Radionuklidemissionen errechnen. Ausgangsbasis war dabei die Arbeit von Kolb (1979), worin Radionuklidgehalte in Flugaschen aus der letzten Elektrofilterstufe mehrerer Steinkohlenkraftwerke, unterschieden nach Trocken- und Schmelzfeuerung, untersucht wurden. Lediglich für das Radionuklid Polonium-210 wurde auf eine Messung von Chatterjee u.a. (1980) zurückgegriffen. Für Isotope aus der Uran- und Thoriumreihe mit gleicher Kernladungszahl aber unterschiedlicher Massenzahl als die gemessenen wurde die spezifische Aktivität unter der Annahme jeweils

gleicher Anreicherung in der Asche gegenüber der Kohle errechnet. Dabei wurde angenommen, daß die Konzentration von U-238 in der Kohle $1 \mu\text{g/g}$ und die von Thorium-232 $2 \mu\text{g/g}$ beträgt und daß beide Stoffe mit ihren jeweiligen Tochternukliden im radioaktiven Gleichgewicht stehen. Isotope aus anderen Zerfallsreihen wurden wegen zu geringer Konzentration der Mutternuklide in der Kohle nicht berücksichtigt. In Tab. 3.3 sind die in dieser Arbeit weiterhin benutzten Werte zusammen mit Angaben anderer Autoren aufgeführt. Dabei fällt auf, daß trotz zum Teil grober Abschätzungen die Werte, abgesehen von den leicht flüchtigen Nukliden Blei-210 (Pb-210) und Polonium-210 (Po-210) im Falle der Schmelzfeuerung, nicht allzu drastisch voneinander abweichen. In Tab. 3.4 sind dann, getrennt nach Trocken- und Schmelzfeuerung, die endgültigen Emissionsdaten für Radionuklide zusammengestellt. Auch hier liegen die eigenen Werte in der gleichen Größenordnung wie Abschätzungen aus einer Studie der Vereinten Nationen (UNSCEAR 1977).

Tabelle 3.1: Spezifische Emissionen eines Modell- Steinkohlenkraftwerkes, bezogen auf die Primärenergie (GJ) und die elektrische Energie (GWe·a)

	Konzentration im Rauchgas (mg/m ³)	Spezifische Emissionen	
		(g/GJ)	(10 ³ t/GWe·a)
Staub	50	17,5	1,4
Schwefeldioxid (SO ₂)	650	228	18
Stickoxide (als NO ₂) T	800	280	22
Stickoxide (als NO ₂) S	1300	455	36
Kohlenwasserstoffe	-	3,3	0,26
Kohlenmonoxid (CO)	-	5,9	0,46
Chlorwasserstoff (HCl)	-	12	0,94
Fluorwasserstoff (HF)	-	2,5	0,20
Kohlendioxid (CO ₂)	-	9,7·10 ⁴	7600

T = Trockenfeuerung

S = Schmelzfeuerung

Tabelle 3.2: Spezifische Emissionen ausgewählter Spurenelemente aus Steinkohlenkraftwerken

	Spurenelementkonzentration des Reingasstaubes (µg/g)	Spezifische Emissionen	
		(mg/GJ)	(kg/GWe·a)
Arsen (As)	500	8,8	690
Cadmium (Cd)	34	0,60	47
Chrom (Cr)	600	11	830
Fluor (F)	2200	39	3000
Quecksilber (Hg) ⁺)	5	15	1200
Blei (Pb)	2300	40	3200
Selen (Se) ⁺)	120	15	1200
Uran (U)	30	0,53	41
Vanadium (V)	900	16	1200
Zink (Zn)	2800	49	3900

⁺) 90 % des Hg und 20 % des Se in der Kohle werden dampfförmig emittiert

Tabelle 3.3: Radionuklidgehalte von Flugasche aus Steinkohlenkraftwerken

NUKLIDE	UNSCEAR, 1977		McBRIDE u.a., 1977		CHATTERJEE u.a., 1980 ⁺		KOLB, 1979 ⁺⁺		Ausgewählte Werte für eigenen Emissionsdatensatz	
	(Schätzung)		(Schätzung)		S		T	S	T	S
	Bq/g	(pCi/g)	Bq/g	(pCi/g)	Bq/g	(pCi/g)	Bq/g(pCi/g)	Bq/g(pCi/g)	Bq/g(pCi/g)	Bq/g(pCi/g)
U-238	0,19	(5,0)	0,12	(3,3)	0,36	(9,8)	0,22 (5,9)	0,33 (8,9)	0,22 (5,9)	0,33 (8,9)
Th-234	-		0,12	(3,3)	-		-	-	0,13 (3,6)	0,20 (5,3)
U-234	-		0,12	(3,3)	0,36	(9,8)	-	-	0,22 (5,9)	0,33 (8,9)
Th-230	-		0,12	(3,3)	-		-	-	0,13 (3,6)	0,20 (5,3)
Ra-226	0,04	(1,0)	0,12	(3,3)	0,27	(7,3)	0,18 (4,9)	0,28 (7,6)	0,16 (4,3)	0,24 (6,6)
Pb-210	0,37	(10)	0,12	(3,3)	2,4	(66)	0,17 (4,6)	1,6 (43)	0,17 (4,6)	1,6 (43)
Po-210	-		0,12	(3,3)	4,6	(125)	-	-	-	4,6 (125)
Th-232	0,04	(1,0)	0,08	(2,2)	0,15	(4,0)	-	-	0,09 (2,3)	0,13 (3,5)
Ra-228	0,04	(1,0)	0,08	(2,2)	-		0,08 (2,2)	0,13 (3,5)	0,11 (2,9)	0,16 (4,4)
Th-228	0,04	(1,0)	0,08	(2,2)	0,15	(4,0)	0,09 (2,3)	0,13 (3,5)	0,09 (2,3)	0,13 (3,5)
Ra-224	-		-		-		-	-	0,11 (2,9)	0,16 (4,4)
K-40	0,6	(15)	0,6	(15)	-		-	-	0,6 (15)	0,6 (15)

T = Trockenfeuerung

S = Schmelzfeuerung

+) Messungen an Reingasstäuben

++) Messungen an Flugasche aus der letzten Elektrofilterstufe

Tabelle 3.4: Spezifische Emissionen von Radionukliden aus Modell-Steinkohlenkraftwerken

Radionuklide	UNSCEAR, 1977		Spezifische Radionuklidemissionen aus Modell-Steinkohlenkraftwerk					
	GBq/GWe·a	mCi/GWe·a	Trockenfeuerung			Schmelzfeuerung		
			kg/GWe·a	GBq/GWe·a	mCi/GWe·a	kg/GWe·a	GBq/GWe·a	mCi/GWe·a
U-238	2	50	25	0,3	8	37	0,5	13
Th-234	-	-	$2 \cdot 10^{-10}$	0,2	5	$3 \cdot 10^{-10}$	0,3	7
U-234	-	-	$1 \cdot 10^{-3}$	0,3	8	$2 \cdot 10^{-3}$	0,5	13
Th-230	-	-	$3 \cdot 10^{-4}$	0,2	5	$4 \cdot 10^{-4}$	0,3	7
Ra-226	0,4	10	$6 \cdot 10^{-6}$	0,2	6	$9 \cdot 10^{-6}$	0,3	9
Rn-222	40	1000	$6 \cdot 10^{-9}$	32	870	$6 \cdot 10^{-9}$	32	870
Pb-210	4	100	$9 \cdot 10^{-8}$	0,2	6	$8 \cdot 10^{-7}$	2	59
Po-210	-	-	$2 \cdot 10^{-9}$	0,3	9	$4 \cdot 10^{-8}$	6	150
Th-232	0,4	10	31	0,1	3	44	0,2	5
Ra-228	0,4	10	$1 \cdot 10^{-8}$	0,2	4	$2 \cdot 10^{-8}$	0,2	6
Th-228	0,4	10	$4 \cdot 10^{-9}$	0,1	3	$6 \cdot 10^{-9}$	0,2	5
Ra-224	0,4	10	$3 \cdot 10^{-11}$	0,2	4	$4 \cdot 10^{-11}$	0,2	6
Rn-220	-	-	$6 \cdot 10^{-13}$	21	580	$6 \cdot 10^{-13}$	21	580
K-40	6	150	3	0,8	21	3	0,8	21

3.1.4 Rückstände bei der Kohlenutzung und deren Verwertung

Berge:

Wie erwähnt, fallen bei der Steinkohlenaufbereitung große Mengen an Bergematerial an, das überwiegend zu großen Halden in Zechennähe oder zentral für mehrere Zechen zusammen aufgeschüttet wird. Dabei werden Maßnahmen getroffen, um umweltschädigende Emissionen in die Atmosphäre und ein etwaiges Auslaugen von Spurenelementen und löslichen Substanzen zu verhindern, beispielsweise durch das Verdichten von Bergehalden zur Unterbindung einer etwaigen Selbstentzündung und durch geordnete Ableitung von Regenwasser. Verwertet werden heute bestenfalls 50 % des Bergematerials überwiegend für Aufschüttungen im Deich- und Straßenbau, und nur ein geringer Teil wird zum Versatz in die ausgekohlten Gruben zurückgefördert (Rick, 1974).

Rückstände aus Steinkohlenkraftwerken

Verbrennungsrückstände:

Der größte Teil der Verbrennungsrückstände - Flugasche, Grobasche und Schlackegranulat - wird in Deutschland nicht deponiert sondern weiterverwendet. Beispielsweise wurden im Jahre 1975 etwa 87 % von insgesamt etwa 1 Mio. t Flugasche und etwa 62 % von insgesamt etwa 2,8 Mio. t an Grobasche (überwiegend Granulat aus Schmelzfeuerungen) einer weiteren Verwendung zugeführt. Hauptabnehmer sind in beiden Fällen die Baustoffindustrie und der Straßenbau (Koch, Telöken, 1977; Jacobs, 1978). Die genaue Art der Verwertung richtet sich dabei vorwiegend nach den Absatzmöglichkeiten in der näheren Umgebung des jeweiligen Kraftwerkes, da sich ein Transport der Rückstände über größere Entfernungen aus wirtschaftlichen Gründen verbietet.

Im Falle der Deponie ist bei Granulat keine Umweltbeeinflussung durch etwaiges Auslaugen von toxischen Stoffen zu befürchten, da diese in die Glasmatrix der einige Millimeter großen Granulatkörner eingeschlossen sind (Bursik, 1981). Dagegen ist eine Auslaugung von Spurenelementen bei Deposition der pulverförmigen Flugasche nicht ohne weiteres auszuschließen.

In den USA wird dies als ein offenes Problem gesehen, insbesondere bei der dort meist üblichen, nassen Deposition in sogenannten "Ash Ponds" (Ascheteiche), in die die Flugasche zusammen mit Wasser aus dem Kraftwerk eingespült wird (van Hook, 1978; EPRI, 1978). Immerhin ist die Spurenelementkonzentration der Verbrennungsrückstände erheblich höher als in der Kohle.

- Bei einem Aschegehalt der Kohle von 10 % kann für die meisten Spurenelemente mit einer um das Zehnfache höheren Konzentration in den Rückständen gerechnet werden, wenn man bedenkt, daß bis auf wenige Stoffe, etwa Quecksilber, die Spurenelemente in der nahezu vollständig rückgehaltenen Asche verbleiben. - Hier liegt also zunächst ein durchaus ernst zu nehmendes Gefährdungspotential vor. Bei trockener Deponie von Flugasche sind jedoch mit einiger Wahrscheinlichkeit bei geordneter Deposition keine umweltrelevanten Auslaugungsraten zu befürchten, da einerseits deren Oberfläche bei Benetzung mit Wasser rasch abdichtet und andererseits die Flugasche, bedingt durch ihren hohen Gehalt an Alkali- und Erdalkalioxiden, basisch reagiert, wodurch das Auslaugen von Spurenelementen stark verzögert wird (Bursik, Resch, 1981; Resch, Burgmann, 1981).

Endprodukte bei Rauchgasentschwefelung:

Auch bei den Endprodukten der Rauchgasentschwefelung, die erst in den letzten Jahren im Zuge der Errichtung neuer Kraftwerke in Deutschland großtechnisch eingeführt wurde, wird, wie bei den Verbrennungsrückständen, eine Weiterverwendung in den meisten Fällen angestrebt im Gegensatz wieder zu den USA, wo i.a. deponiert wird. Positiv wirkt sich hierbei die Vielzahl der Entschwefelungsverfahren aus, die, wie erwähnt, zu unterschiedlichen Endprodukten führen (Gips, Ammoniumsulfat, Stabilisat, Elementarschwefel etc.). So wird dem Kraftwerksbetreiber die Möglichkeit gegeben, ein Verfahren auszuwählen, dessen Endprodukt den Absatz- oder auch Deponiemöglichkeiten am jeweiligen Standort am besten angepaßt ist.

3.2 Emissionen beim Einsatz von Kernbrennstoffen

3.2.1 Stationen des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs (DWR)

Der hier betrachtete nukleare Brennstoffkreislauf umfaßt die folgenden Verfahrensschritte:

1. Uranerzgewinnung und -aufbereitung
2. Herstellung des Brennstoffes
 - Urankonversion (Uranhexafluorid (UF_6))
 - Urananreicherung
 - Brennelementfertigung
3. Brennelementeinsatz im Kernkraftwerk
4. Entsorgung des Kernbrennstoffes (Wiederaufarbeitung)
 - Auflösung des Brennstoffes
 - Wiedergewinnung des spaltbaren Materials
 - Brennelementrefabrikation
 - Abfallendbehandlung

Als Kernbrennstoff wird in dem hier betrachteten Brennstoffkreislauf für Leichtwasserreaktoren, wie sie heute vorwiegend in der Welt und auch in der Bundesrepublik Deutschland in Betrieb sind, Uran-235 verwendet. Abb. 3.2 gibt einen Überblick über die betrachteten Stationen dieses Kreislaufs zusammen mit Angaben zum Brennstoffnachladebedarf. Das in der Natur vorkommende Element Uran besteht zu etwa 0,7 Gewichtsprozent aus Uran-235 und zu 99,3 % aus dem Isotop Uran-238.^{+) Es muß, um in einem Leichtwasserreaktor eingesetzt werden zu können, auf etwa 3 - 4 % Uran-235 angereichert werden. Dieses angereicherte Uran ist Ausgangssubstanz für die Brennelementfertigung. Im Reaktor werden die eingesetzten Brennelemente, die aus dem Brennstoff und dem diesen umgebenden Strukturmaterial bestehen, durch die bei der Kernspaltung entstehenden Neutronen bestrahlt. Dabei entstehen Spalt-}

^{+) Im weiteren sollen bei Mengenangaben in Prozenten immer Gewichtsprozente verstanden werden.}

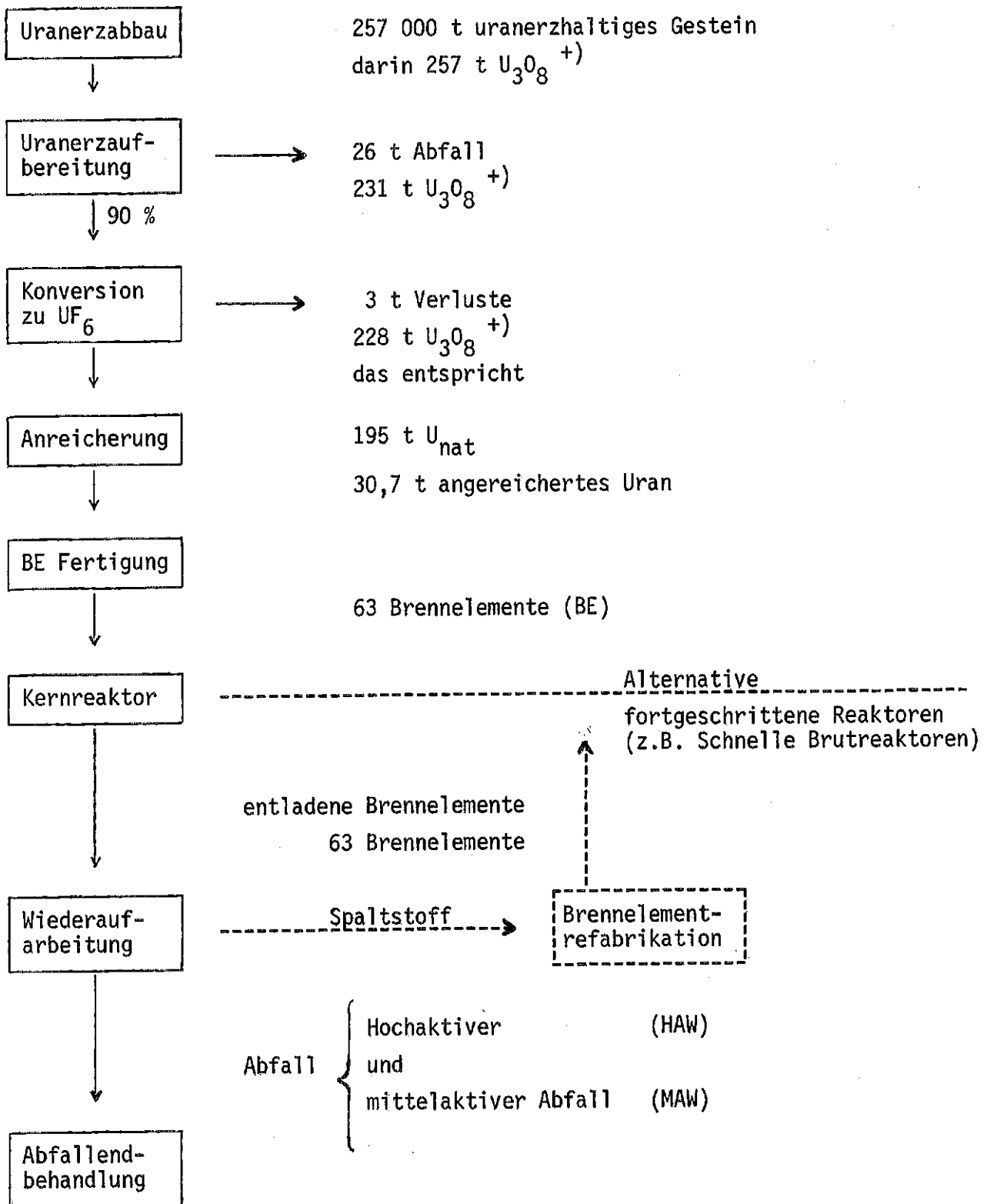


Abbildung 3.2: Kernbrennstoffkreislauf mit Angaben zum Brennstoffnachladebedarf

⁺) Äquivalenter U_3O_8 -Gehalt
(Erläuterungen siehe Tabelle 2)

produkte und aktiviertes Strukturmaterial. Durch Neutronenanlagerung an das im Kernbrennstoff vorhandene Uran-238 werden als dessen Aktivierungsprodukte die Transurane aufgebaut. Darunter sind neue künstliche Spaltstoffe wie Plutonium-239 und Plutonium-241. Bei der Wiederaufarbeitung werden die im Brennstoff vorhandenen Spaltstoffe von den Spaltprodukten und den Transuranen mit ihren durch radioaktiven Zerfall entstehenden Folgeprodukten abgetrennt. Während die Spaltstoffe zur Wiederverwendung gelagert werden, werden die anderen Stoffe der Abfallbehandlung zugeführt.

Im Rahmen dieser Arbeit wird die Wiederaufarbeitung nur als ein Mittel der Abfallreduktion berücksichtigt. Die Wiedergewinnung des spaltbaren Materials und dessen Einsetzen in spezielle Brennelemente, z.B. zur Uranressourcenschonung ist heute technisch möglich, wird aber nur in einzelnen Fällen in der Bundesrepublik Deutschland durchgeführt. Deshalb ist diese Möglichkeit in Abb. 3.2 nur gestrichelt eingezeichnet.

Es werden alle radioaktiven Emissionen des Brennstoffkreislaufs und die bei den Verarbeitungsprozessen fest, flüssig oder gasförmig anfallenden chemischen Verbindungen, die zu entsorgen sind, berücksichtigt. Um verschiedene Anlagen miteinander vergleichen zu können, wird der jährliche Brennstoffnachladebedarf für einen Leichtwasserreaktor einer elektrischen Leistung von 1000 MW bei dem fiktiven Lastfaktor 1 bestimmt, woraus sich die Menge an Brennstoff ergibt, die benötigt wird, um in dem betrachteten Kraftwerk eine elektrische Energie von 1 GWh zu erzeugen. Es wurde von einem deutschen Kernkraftwerk mit einem Standard-Druckwasserreaktor, wie beispielsweise Biblis B, ausgegangen. In Tab. 3.5 sind die für den Betrieb angenommenen Ausgangsdaten zusammengestellt.

Tabelle 3.5: Ausgangsdaten zur Bestimmung des jährlichen Brennstoffnachladebedarfs (deutscher Standard-Druckwasserreaktor)

Entladeabbrand:	36000 Mwd/t SM ^{+))}	
Leistungsdichte:	36 MW /t SM	
Anfangsanreicherung:	3,5% U-235	→ resultierender jährlicher Brennstoffdurchsatz:
Standzeit (Vollasttage):	1000 d	30,7 t SM/GWe·a
Anlagenwirkungsgrad)	33%	
Fiktiver Lastfaktor	1	

In Tabelle 3.6 werden die Materialmengen angegeben, die in den einzelnen Verfahrensschritten zu verarbeiten sind, um die einem GWe·a entsprechende Nachlademenge von 30,7 t SM^{+))} bereitstellen zu können.

Tabelle 3.6: Materialmenge im nuklearen Brennstoffzyklus (pro GWe·a)

Nachlademenge im Reaktor (auf 3,5 % angereichertes Uran)	30,7 t SM
Menge an Natururan bei einer Anreicherung auf 3,5 % und einer Abreicherung der "tails" auf 0,2 %	195 t Unat
äquivalente Menge an U ₃ O ₈ unter Berücksichtigung von 0,5% Verlusten bei der Konversion U ₃ O ₈ / UF ₆	231 t U ₃ O ₈ ⁺⁺⁾
Roherzmenge unter Berücksichtigung eines 10 %igen Verlustes bei der Erzaufbereitung	257 t U ₃ O ₈ ⁺⁺⁾
abgebaute Gesteinsmenge (Urangehalt 0,1 %)	257 000 t

^{+))} Tonnen eingesetzten Schwermetalls

⁺⁺⁾ In dieser Phase liegt Uran nicht als U₃O₈ vor; die angegebene Menge ist die dem tatsächlichen Urangehalt äquivalente Menge an U₃O₈

3.2.2 Abluft- und Abwasseremissionen des Modellkernkraftwerkes (DWR)

Das hier betrachtete Modellkernkraftwerk (DWR) orientiert sich an der technischen Auslegung des Druckwasserreaktors vom Typ Biblis B. Die für den Brennstoffdurchsatz wesentlichen Annahmen sind bereits in Tab. 3.5 wiedergegeben. Eine genauere technische Beschreibung der Anlage entnehme man (KWU, 1976; Smidt, 1976). Während des Betriebes des Kernkraftwerkes entstehen durch die Spaltung des Kernbrennstoffes - in unserem Fall vorwiegend Uran-235 - Spaltprodukte. Die bei der Spaltung freiwerdenden Neutronen können außerdem von anderen in der aktiven Zone des Kernkraftwerkes, dem Reaktorkern, vorhandenen Materialien absorbiert werden und diese aktivieren. Um die freie Ausbreitung des radioaktiven Nuklidinventars zu verhindern, wird es von einzelnen Sicherheitsbarrieren eingeschlossen. Die Spalt- und die Aktivierungsprodukte werden zum größten Teil durch die Brennstabhüllrohre zurückgehalten und können nur durch Diffusion oder Leckagen das Primärkreis Kühlmittel erreichen. Die Radionuklide, die ins Kühlmittel gelangen oder dort entstehen, werden weitgehend durch die Primärkreisreinigungsanlage entfernt. Das radioaktive Material kann entweder mit der Abluft oder mit dem Abwasser in die Umwelt gelangen, wobei die physikalischen und chemischen Eigenschaften der einzelnen Nuklide für die Freisetzung von entscheidender Bedeutung sind. In der Abluft findet man die Radioisotope der Spaltedelgase Krypton und Xenon, das durch Aktivierung entstehende Edelgas Argon-41, Kohlenstoff-14 in der Form von Kohlenstoffdioxid sowie Tritium, radioaktive Halogene und Aerosole. Mit dem Abwasser werden Tritium, Spalt- und aktivierte Korrosionsprodukte abgegeben.

Man kann bei den Nukliden, die zum Aktivitätsinventar beitragen, folgende Unterscheidung treffen:

- a) gasförmige: vorwiegend Edelgase
- b) leicht flüchtige: wie Brom, Jod, Rubidium
- c) mittelmäßig flüchtige: wie Caesium, Technetium, Ruthenium
- d) weniger flüchtige: wie Strontium, Barium und seltene Erden.

Elemente, die zu einer Elementgruppe (z.B. Edelgase, Halogene, Alkalimetalle) mit gleichen chemischen Eigenschaften gehören, werden sich beim Transportprozeß durch die Anlage ähnlich verhalten, d.h. vergleichbare Freisetzungsraten zeigen. Im folgenden werden als Beispiel die Entstehung und Ausbreitung zweier radiologisch wichtiger Nuklide, nämlich Tritium und Kohlenstoff-14, in der Anlage betrachtet.

Tritium: Tritium (Halbwertszeit 12,3 a) entsteht als Spaltprodukt und als Aktivierungsprodukt. Bei der Spaltung von Uran-235 wird im Mittel je 10^4 -Spaltungen ein Tritiumkern gebildet. Man nennt dies ternäre Spaltung, da dabei drei Folgenuklide entstehen. Das so im Brennstoff gebildete Tritium wandert aus der Brennstoffmatrix entlang der Korngrenzen und durch Poren des Brennstoffs in den Spaltgasraum, der den Brennstoff im Brennstab umgibt und vom Hüllrohr eingeschlossen wird. Die aus Zircaloy bestehenden Hüllrohre eines Druckwasserreaktors stellen für das Tritium eine wirksame Barriere dar - 99 bis 99,9 % an Rückhaltefähigkeit werden in der Literatur genannt (Moghissi, Carter, 1973). Unter der Annahme einer 1 %igen Freisetzungsrate können aus einem intakten Hüllrohr 200 Ci Tritium/GWe·a ins Kühlwasser gelangen. Bei einem Auftreten von Hüllrohrschäden kommt es natürlich zu einer erhöhten Freisetzung ins Kühlwasser. Man rechnet mit einem Auslegungswert von 1 % an defekten Brennstabhüllrohren; Erfahrungswerte liegen deutlich unter dem Auslegungswert, nämlich bei 0,1 % bis 0,4 %.

Auch im Kühlmittel wird Tritium gebildet. Die dazu wesentlichen Kernreaktionen werden im folgenden angegeben und ihre Beiträge zur Tritiumbilanz werden erläutert. Im natürlichen Wasser ist Deuterium mit einer relativen Häufigkeit von 0,015 Atomprozent vorhanden. Durch den Einfang eines Neutrons kann daraus Tritium entstehen. In einem Druckwasserreaktor entstehen dabei pro GWe·a etwa 200 Ci Tritium. Weitere Reaktionen gehen von den im Kühlmittel vorhandenen Isotopen des Lithiums und Bors aus: Zur Erhaltung der Reaktivitätsbilanz (der Kettenreaktion) wird dem Primärkreiskühlmittel eines Druckwasserreaktors Borsäure beigelegt. Die darin vorhandenen Kerne des Isotops Bor-10 können Neutronen einfangen und anschließend in einen Tritiumkern und zwei Alphateilchen zerfallen. Auf diese Weise entstehen pro GWe·a etwa 900 Ci Tritium. Um die Bildung von Korrosionsprodukten und

somit deren Aktivierung in der aktiven Zone des Reaktors zu minimieren, wird ein alkalisches Kühlmittel angestrebt. Damit dies trotz der zugesetzten Borsäure möglich ist, wird zur Neutralisation Lithiumhydroxid beigelegt. Aus den beiden Lithiumisotopen Lithium-6 und Lithium-7 entstehen etwa 3,5 Ci Tritium pro GWe·a. Damit erreichen insgesamt 1300 Ci Tritium pro GWe·a das Kühlmittel; sie werden im wesentlichen mit dem Abwasser freigesetzt.

Kohlenstoff-14: Dieses radioaktive Kohlenstoffisotop (Halbwertszeit 5730 a) entsteht in Druckwasserreaktoren vorwiegend durch zwei Kernreaktionen, und zwar den Einfang von Neutronen in Stickstoff-14 und in Sauerstoff-17. Beide Nuklide treten mit einer relativen Häufigkeit von 99 bzw. 0,039 Atomprozent im natürlichen Isotopengemisch und somit auch in der aktiven Zone eines Kernreaktors auf. Pro Tonne eingesetzten Schwermetalls liegen ca. 130 kg Sauerstoff im Kühlwasser und im Brennstoff vor; daraus entstehen durch Neutroneneinfang im Kühlmittel und Brennstoff je 6 Ci Kohlenstoff-14 pro GWe·a. Stickstoff ist im Brennstoff und Hüllrohr als Verunreinigung vorhanden, woraus jeweils 5 bzw. 50 Ci an Kohlenstoff-14 pro GWe·a gebildet werden.

Während der Kohlenstoff aus dem Hüllrohr und der Brennstoffmatrix nur durch Diffusion entweichen kann - einem Prozeß, dessen Zeitkonstante groß gegenüber der Standzeit im Reaktor ist - kann der radioaktive Kohlenstoff-14 aus dem Kühlwasser vor allem über die Abluft abgehen. Schwibach (1977) bestimmte in Messungen für deutsche Druckwasserreaktoren eine Emission von 5 Ci pro GWe·a, wobei nur etwa 10 % des Kohlenstoffs in der Form von Kohlendioxid vorlagen, die restlichen Anteile als Methan oder in Form anderer Kohlenwasserstoffe. Kohlenwasserstoffe können sich bilden, weil dem Primärkreiskühlmittel zur Konditionierung freier Wasserstoff beigelegt wird. Wir gehen hier davon aus, daß demgegenüber der im Hüllrohr, Brennstoff und Spaltgasplenum eingeschlossene Kohlenstoff-14 vollständig an die Wiederaufarbeitungsanlage weitergegeben wird.

Die Freisetzung radioaktiven Inventars mit Reaktorabgasen und -abwässern:

Den größten Beitrag zum Aktivitätsinventar eines Reaktors liefern die in der Brennstoffmatrix gebildeten Spaltprodukte. Man kann annehmen, daß etwa 20 % der stabilen bzw. langlebigen Nuklide aus der Brennstoffmatrix in den Spaltgasraum diffundieren können. Für die kurzlebigen Spaltprodukte ergeben sich dagegen geringere Freisetzungsraten, da sie schon während der Diffusionsprozesse teilweise zerfallen. Von den radiologisch bedeutsamen Nukliden verfügen besonders die Radioisotope des Kryptons, Xenons, Jods und Cæsiums aufgrund ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften über eine gewisse Mobilität in der Brennstoffmatrix, d.h. sie können in den Spaltgasraum gelangen und sich teilweise an der Hüllrohrinnenwand niederschlagen. Alle Spaltprodukte werden von intakten Hüllrohrwänden zurückgehalten (der Sonderfall des Tritiums wurde bereits oben diskutiert). Das auch bei bestimmungsgemäßem Betrieb mögliche Auftreten defekter Brennstabhüllrohre führt zu einem markanten Anstieg der Spaltproduktkonzentration im Primärkreislauf. Die Anreicherung der Spaltprodukte im Kühlmittel hängt nur von der Wirksamkeit der Reinigungs- und Entgasungseinrichtungen im Primärkreis ab.

Durch die Lecks in den Hüllrohrwänden gelangen am leichtesten Spaltedelgase in das Reaktorkühlmittel; dabei sammeln sich vor allem Isotope des Kryptons und Xenons an. Aus dem Primärkreis werden sie vorwiegend über den Ableitungspfad: Primärwasserreinigungsanlage - Abgasanlage - Kamin, in die Abluft transportiert (Holm, 1978). Die über eine Aktivkohlestrecke in der Abgasanlage erzielten Verzögerungszeiten betragen etwa 40 Stunden für Krypton und 40 Tage für Xenon. Die Verzögerung der Abgasabgabe bewirkt ein Abklingen der Radioaktivität der Spaltgase. Trotzdem kann aufgrund der langen Halbwertszeit von 10,8 Jahren noch ein nennenswerter Teil des Krypton-85 und wegen der relativen langen Halbwertszeit von 5 Tagen sowie der großen Spaltausbeute ein wesentlicher Teil des Xenon-133 an die Außenluft gelangen. Mit dem Abwasser werden keine meßbaren Mengen an Edelgasen abgegeben.

Außer den Edelgasen entstehen unmittelbar als direkte Spaltprodukte oder durch Weiterzerfall als deren Folgeprodukte die radiologisch bedeutsamen Elemente Strontium, Technetium, Ruthenium, Silber, Tellur, Antimon, Jod,

Caesium, Barium, Lanthan und Cer. Da sie in Mengen von bis zu 6 kg pro Tonne eingesetzten Kernbrennstoffes anfallen und in meßbaren Mengen in die Umgebung freigesetzt werden können, sind die Radioisotope dieser Elemente radiologisch von Bedeutung. Durch defekte Hüllrohre gelangen auch diese Nuklide in das Primärkreis Kühlmittel Wasser. Ein geringer Anteil davon kann über den bereits bei den Edelgasen beschriebenen Ableitungspfad in der Form von Aerosolen in die Abluft des Kamins gelangen.

Den größten Anteil der mit Aerosolen in die Abluft freigesetzten Aktivität liefert Jod - es ist der Gruppe der leichtflüchtigen Elemente zuzuordnen - mit seinem Radioisotop Jod-131. Seine Abgaberate mit der Kaminluft wird deshalb kontinuierlich ermittelt. Es sind bis zu 0,05 Ci pro GWe.a und fast 60 % der insgesamt mit den Aerosolen freiwerdenden Aktivität. Mit dem Abwasser gelangen bis zu 0,2 Ci pro GWe.a in die Umgebung.

Die nicht flüchtigen Spaltprodukte gelangen vorwiegend über die Primärwasserreinigungsanlage in die Ionenaustauscherharze und mit diesen in das Lager für feste Abfälle. Das Aktivitätsinventar, das mit dem Abwasser freigesetzt wird, läuft über den Pfad: Primärkreisreinigungsanlage - Kühlmittelverdampfer - Abwasserbehälter - Abwasserverdampfer oder Ausschwemmfilter - Abwasserkontrollbehälter - eventuell Ionenaustauscher - schließlich in den Vorfluter. Weitere weniger wesentliche Pfade werden hier nicht besprochen. Den größten Beitrag zu den Emissionen mit dem Abwasser liefert Caesium, ein Element von mittlerer Flüchtigkeit, mit seinen beiden Isotopen Caesium-134 und Caesium-137. Caesium-134 ist kein direktes Spaltprodukt, sondern wird durch Aktivierung des stabilen Spaltproduktes Caesium-133 erzeugt, das bei 7 % der Spaltungen des Uran-235 entsteht. Es werden etwa 1 Ci Caesium-137 und 0,5 Ci Caesium-134 pro GWe.a mit dem Wasser freigesetzt, hingegen wird eine im Vergleich dazu geringe Menge mit der Abluft emittiert.

Eine weitere Gruppe von Nukliden, die im Reaktorkern aktiviert werden und dann zur Freisetzung gelangen, sind die Korrosionsprodukte. Diese Nuklide haben ihren Ursprung in den Werkstoffen, die zum Bau der Primärkühlmittel führenden Anlagenteile verwendet werden. Dies sind die Brennstabhüllrohre aus Zircaloy - einer Legierung aus 98 % Zirkon mit Zinn, Eisen und Chrom -, die Dampferzeugerhüllrohre aus Nickel-Chrom-Eisen-Kobalt-Legierung und der

austenitische Stahl des Reaktordruckgefäßes. Die Aktivierung dieser Materialien durch Neutroneneinfang und das anschließende Aussenden eines Protons oder eines Gammaquants führt zu den folgenden Radioisotopen: Chrom-51, Mangan-54, Eisen-59, Kobalt-58, -59 und -60, Zirkon-95 und Niob-95.

Aus den im Kernbrennstoff enthaltenen Nukliden Uran-235 und Uran-238 können durch Neutronenanlagerung als weitere Aktivierungsprodukte die Isotope der Transurane Neptunium, Plutonium, Americium, Curium und in Spuren Berke-tium, Californium und Einsteinium entstehen. Diese führen durch ihren Zerfall zu weiteren Folgeprodukten. Durch defekte Brennstabhüllrohre können diese in das Primärkühlmittel gelangen. In ausführlichen Untersuchungen in deutschen Leichtwasserreaktoren wurden auch die Konzentrationen dieser Nuklide im Kühlmittel von Druckwasserreaktoren bestimmt (Schwibach, 1977), wobei Neptunium-239, Plutonium-239, -240, -238, Americium-241 und Curium-242 und -244 nachgewiesen wurden. Die daraus resultierenden Emissionsraten für die Nuklide sind in der Größenordnung von 0,2 μCi pro Jahr in der Abluft und 2 μCi pro Jahr im Abwasser. Diese Beiträge sind gegenüber den anderen Emissionen zu vernachlässigen.

Vom Bundesgesundheitsamt wurden in der Zeit von 1972 bis Mitte 1978 Messungen an den deutschen Leistungsreaktoren zur Bestimmung deren radioaktiver Emissionen durchgeführt. Die Meßergebnisse für die Emissionen mit dem Abwasser wurden uns aus dem Emissions-Informationen-System EMIS des Bundesgesundheitsamtes (Aurand, 1977) zur Verfügung gestellt. Die Emissionen mit der Luft wurden einer Reihe von Veröffentlichungen von (Winkelmann, 1974; Winkelmann u.a. 1975; Haubelt, 1977; Schwibach u.a., 1977; Gesewsky u.a., 1977; CEC, 1978) entnommen, ebenso die bisher berücksichtigten Betriebsdaten (Eurostat, 1978; Atomwirtschaft 1972-1978). Ausgehend von diesen Daten und Meßwerten wurden die Emissionen errechnet, die einer erzeugten elektrischen Nettoleistung (d.h. ans Netz abgegebene Leistung) von 1 GWe·a pro Betriebsjahr entsprechen. Die derart ermittelten, genormten Emissionsdaten wurden statistisch ausgewertet, wobei die Mittelwerte und die Standardabweichungen der Mittelwerte der Emissionen aus den einzelnen Betriebsjahren für die verschiedenen Nuklide bestimmt wurden (Halbritter u.a., 1981).

In Tab. 3.7 sind die so erhaltenen Abluft- und Abwasseremissionen darge-

stellt. Bei den Abluftemissionen wurden die prozentualen Anteile für die oben angegebenen Nuklidgruppen bestimmt. Auch für das Abwasser wurden die prozentualen Anteile der einzelnen Nuklide an der Gesamtemission bestimmt. Da Tritium allein 98,9 % der insgesamt emittierten Aktivität stellt, wurden die Anteile ohne die Berücksichtigung von Tritium berechnet. Tritium wird hauptsächlich mit den Abwasseremissionen abgegeben; 400 Ci/GWe.a Abwasser - im Vergleich zu etwa 40 Ci/GWe.a Abgasemissionen. Dies gilt auch für die Aerosolemmissionen. Bezüglich der Abgabemengen sind die Chrom-, Kobalt- und Cäsiumisotope von besonderer Bedeutung. Bei den Abgasemissionen sind Kohlenstoff-14 mit 5 Ci/GWe.a und die Edelgasisotope Xenon-133 und Krypton-85 mit 6000 und 1300 Ci/GWe.a zu erwähnen.

Am Ende der Einsatzzeit im Reaktor (nach 1000 Vollasttagen) werden die Brennelemente aus dem Reaktorkern entladen und in das Brennelementlagerbecken des Kernkraftwerkes eingesetzt. Nach den augenblicklichen Planungen werden zwischen dem Zeitpunkt der Entladung aus dem Reaktor und dem der Wiederaufarbeitung sieben Jahre vergehen. Offen ist dabei noch, wie lange die abgebrannten Brennelemente einerseits im Brennelementlagerbecken am Standort des Reaktors bzw. andererseits - verpackt in Transportbehälter - in trockenen oder nassen Brennelementzwischenlagern verbleiben. Vom letzteren gelangen die Brennelemente frühestens sieben Jahre nach der Entladung in das Eingangsbecken der Wiederaufarbeitungsanlage.

Tabelle 3.7: Spezifische Emissionen des Modellkernkraftwerks (DWR)

A) ABLUFTEMISSIONEN

EMITTIERTES NUKLID	MITTELWERT DER EMISSION		RELATIVE STANDARD- ABWEICHUNG (%)	% PRO NUKLID
	BQ/(GWE*A)	CI/(GWE*A)		
H-3	1.66E+12	4.49E+01	100.0 *)	89.1467
C-14	2.02E+11	5.47E+00	100.0 *)	10.8532
EDELGASE				
AR-41	3.37E+12	9.11E+01	61.6	0.9728
KR-85	4.99E+13	1.35E+03	58.8	14.3941
KR-85M	1.80E+13	4.85E+02	96.3	5.1851
KR-87	6.55E+10	1.77E+00	57.6	0.0189
KR-88	8.38E+12	2.26E+02	91.2	2.4189
KR-89	6.55E+10	1.77E+00	57.6	0.0189
XE-131M	1.84E+11	4.98E+00	--	0.0532
XE-133	2.22E+14	6.01E+03	66.4	64.1785
XE-133M	1.30E+13	3.51E+02	62.1	3.7461
XE-135	3.10E+13	8.38E+02	61.7	8.9559
XE-135M	6.73E+10	1.82E+00	58.2	0.0194
XE-137	6.73E+10	1.82E+00	58.2	0.0194
XE-138	6.55E+10	1.77E+00	57.6	0.0189
AEROSOLE				
CR-51	6.40E+07	1.73E-03	60.7	2.1406
MN-54	3.53E+07	9.53E-04	55.0	1.1802
FE-59	1.17E+07	3.16E-04	49.4	0.3911
CO-57	4.57E+05	1.24E-05	49.7	0.0153
CO-58	2.90E+08	7.83E-03	48.0	9.6925
CO-60	4.87E+08	1.32E-02	40.8	16.2850
SR-89	1.57E+06	4.23E-05	100.0 *)	0.0524
SR-90	2.38E+05	6.44E-06	50.8	0.0080
NB-95	2.77E+07	7.48E-04	87.3	0.9258
ZR-95	2.60E+07	7.02E-04	82.5	0.8688
RU-103	3.07E+07	8.30E-04	88.1	1.0272
RU-106	1.22E+06	3.30E-05	42.4	0.0408
AG-110M	8.12E+07	2.19E-03	90.4	2.7167
SB-124	4.95E+07	1.34E-03	68.2	1.6573
TE-123M	2.85E+07	7.70E-04	100.0 *)	0.9538
CS-134	2.09E+07	5.65E-04	53.3	0.7000
CS-137	6.14E+07	1.66E-03	47.3	2.0550
LA-140	6.83E+06	1.85E-04	85.4	0.2286
CE-141	1.24E+06	3.36E-05	86.6	0.0415
CE-144	1.66E+07	4.47E-04	66.0	0.5539
J-131	1.75E+09	4.72E-02	45.8	58.4659

B) ABWASSEREMISSIONEN

EMITTIERTES NUKLID	MITTELWERT DER EMISSION		RELATIVE STANDARD- ABWEICHUNG (%)	% PRO NUKLID
	BQ/(GWE*A)	CI/(GWE*A)		
H-3	1.49E+13	4.04E+02	100.0 *)	100.0000
CR-51	3.80E+09	1.03E-01	74.0	2.3831
MN-54	2.53E+09	6.85E-02	48.3	1.5871
FE-59	3.22E+07	8.70E-04	52.3	0.0202
CO-57	2.31E+07	6.24E-04	52.9	0.0145
CO-58	2.66E+10	7.18E-01	51.4	16.6383
CO-60	2.28E+10	6.15E-01	44.2	14.2586
ZN-65	1.41E+07	3.80E-04	--	0.0088
SR-89	3.59E+08	9.70E-03	45.9	0.2248
SR-90	1.71E+08	4.61E-03	70.7	0.1070
ZR-95	2.20E+08	5.95E-03	47.9	0.1379
NB-95	2.65E+08	7.16E-03	41.9	0.1660
MO-99	1.64E+08	4.43E-03	--	0.1028
RU-103	2.63E+08	7.11E-03	54.7	0.1649
RU-106	1.28E+08	3.45E-03	--	0.0800
AG-110M	1.14E+09	3.09E-02	48.5	0.7163
SB-124	3.45E+09	9.32E-02	38.6	2.1617
SB-125	6.79E+07	1.83E-03	74.9	0.0425
TE-123M	7.99E+07	2.16E-03	100.0 *)	0.0501
J-131	5.21E+09	1.41E-01	55.5	3.2642
CS-134	2.17E+10	5.87E-01	38.7	13.6090
CS-137	3.43E+10	9.26E-01	42.0	21.4747
BA-140	2.69E+10	7.28E-01	--	16.8710
LA-140	6.39E+09	1.73E-01	91.3	4.0057
CE-141	2.11E+09	5.70E-02	74.2	1.3205
CE-144	9.42E+08	2.55E-02	67.5	0.5904

*) Wert von 100 % bedeutet, daß nur zwei Meßwerte vorlagen

Der Zahlenwert nach E bezeichnet den Exponenten zur Basis 10, z.B. 1,00E+1 = 10

3.2.3 Abluft und Abwasseremissionen der Modellwiederaufarbeitungsanlage (DWR)

Im sogenannten Head-end der Wiederaufarbeitungsanlage werden die angelieferten Brennelemente gelagert, in die Scherenkammer eingeschleust und von einer Bündelschere zerschnitten. Die abgeschnittenen Brennstabstücke fallen in die Salpetersäure des Auflösers. Hier lösen sich der Brennstoff und die in ihm enthaltenen Spaltprodukte auf. Die ausgelaugten Hüllrohrhülsen werden auf Brennstoffreste hin überprüft und in das Lager für feste Abfälle überführt. Die Spaltprodukte werden aus dem gelösten Brennstoff entfernt; daraufhin werden Uran und Plutonium voneinander getrennt und in mehreren Zyklen gereinigt.

Abbildung 3.3 zeigt in vereinfachter Form die Abfallströme bei der Wiederaufarbeitung. Die wesentlichen Beiträge zur Emission aus der Wiederaufarbeitungsanlage kommen von der Auflösung des Brennstoffes und aus der Abfallendbehandlung. Die Freisetzungen dieser Verfahrensschritte werden im folgenden ausführlicher beschrieben: Nach der Demontage der Kopf- und Fußstücke der Brennelemente werden die bis zu diesem Zeitpunkt überwiegend intakten Brennstabbündel zerschnitten, wodurch Spaltdedegase und flüchtige Stoffe aus dem Spaltgasplenum freigesetzt werden. Zusammen mit dem Scherenpülgas gelangen diese radioaktiven Ströme in den Auflöserraum. Beim Auflösen des Brennstoffes in Salpetersäure werden die restlichen Spaltgase frei; daneben bilden sich radioaktive Tropfen- und Feststoffaerosole sowie Dämpfe und Gase. Diese können nicht unbehandelt mit der Abluft der Anlage abgegeben werden. Erschwert wird die Behandlung der Abgase durch die großen Mengen an Stickoxiden (NO , NO_2 und Spuren von N und O), die beim Auflösen des Brennstoffes in der Salpetersäure entstehen. Die radiologisch bedeutenden Nuklide und die wichtigsten chemischen Schadstoffe werden im folgenden im einzelnen behandelt:

Tritium: Dieses Nuklid liegt in der Form von tritiumhaltigem Wasser (HTO oder T_2O), bzw. im Abgas als tritiumhaltiger Wasserdampf vor. Daneben sind Spuren von weniger als 1 % des Gesamttritiuminventars als elementares Tritium (HT oder T_2) gasförmig vorhanden.

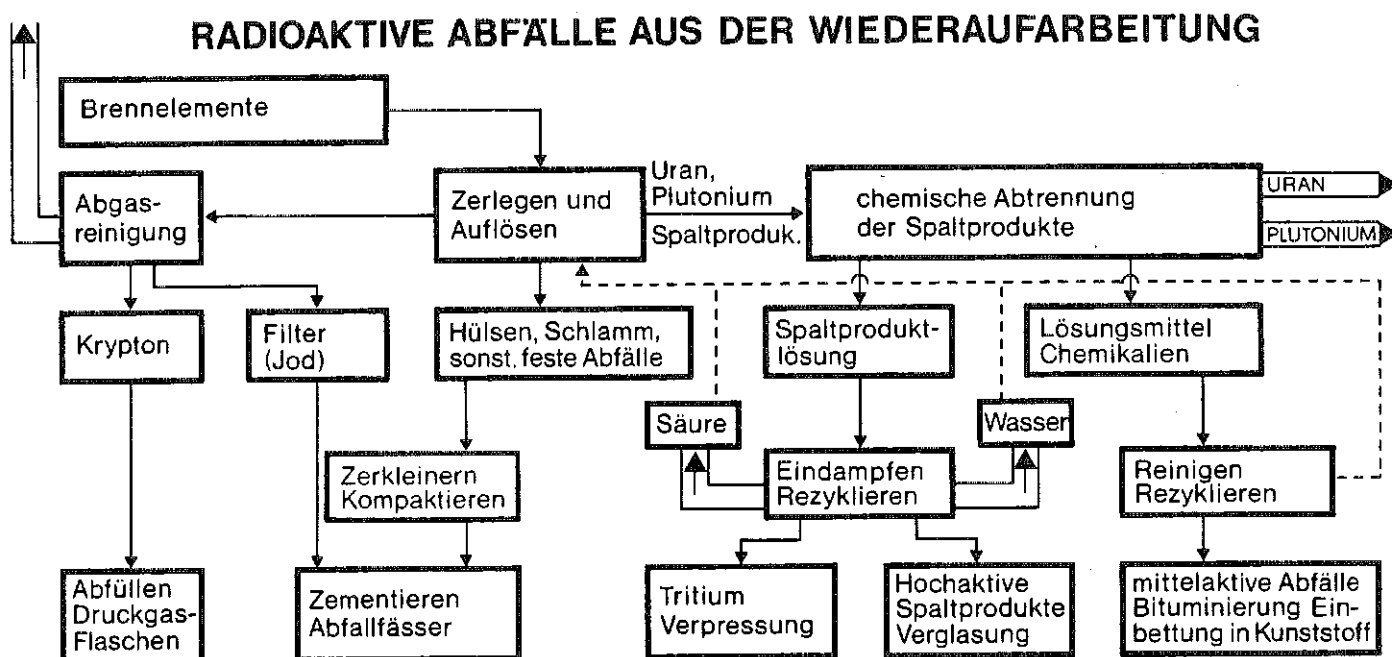


Abbildung 3.3: Radioaktive Abfälle aus der Wiederaufarbeitung

Kohlenstoff-14 wird vorwiegend aus den Stickstoffverunreinigungen des Hüllrohr- und Brennstoffmaterials gebildet. Beim Auflösen des Brennstoffes wird der darin enthaltene Kohlenstoff fast vollständig in Kohlenstoffdioxid übergeführt und gelangt in den Abgasstrom. Der im Hüllrohrmaterial entstandene Kohlenstoff-14 verbleibt beim Auflösen dort fixiert und gelangt mit den Hülsen zur Abfallbehandlung (Davis, 1977). Wir gehen in unseren weiteren Betrachtungen von der Annahme aus, daß der gesamte im Brennstoff enthaltene Kohlenstoff-14 freigesetzt wird, was überwiegend in der Form von Kohlendioxid geschieht.

Spaltedelgase: Beim Auflöseprozeß wird deren Gesamtinventar frei und gelangt in den Abgasstrom. Von Bedeutung - dies jedoch in hohem Maße - ist hier nur das Radionuklid Krypton-85. Es hat eine Halbwertszeit von 10,7 Jahren, so daß eine Lagerung zum weiteren Abklingen seiner Aktivität unter Umständen sinnvoll sein könnte.

Spaltjod: Nach der vorgesehenen Abklingzeit von 7 Jahren ist nur noch sein Isotop Jod-129 mit einer Halbwertszeit von 15 Millionen Jahren von Bedeutung. Dieses kann durch zusätzliche Behandlung der Brennstoffauflösung praktisch vollständig ins Auflöserabgas übergeführt werden, wo es überwiegend als elementares Jod (J_2) vorliegt. Durch Reaktionen mit organischen Verunreinigungen der Salpetersäure können sich auch geringe Mengen von Organojodverbindungen bilden (Baumgärtner, 1978). Beim Betrieb der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe wurden mehr als 99 % des Spaltjods im Auflöserabgas gefunden. Die anderen Prozeßströme könnten bei dem in dieser Anlage verwendeten Verfahren möglicherweise ohne eine spezielle Jodrückhaltung auskommen.

Weitere Radionuklide sind im Auflöserabgas als Aerosole in Form von festen und flüssigen Schadstoffen vorhanden. Es sind:

- a) Die Nuklide, die im Werkstoff der Hüllrohre aktiviert wurden: Mangan-54, Eisen-55, Kobalt-60, Nickel-63. Sie gelangen partiell in die Salpetersäurelösung, da auch ein Teil des Zircaloy in Lösung geht.
- b) Die Gruppe derjenigen Spaltprodukte, die durch das Zerstören der Brennstoffmatrix bzw. das Auslaugen der Spaltstoffdepots auf der Innenseite der Hüllrohre in der sauren Brennstofflösung frei werden; z.B. Technetium-99, Ruthenium-103 und -106, Caesium-137 u.a..
- c) Die Aktivierungsprodukte des Uran-238 von Neptunium-239 über die Plutoniumisotope-238, -239, -240, -241 und Americium-241, -242 bis Curium-242, -243 und -244.

Die einzelnen Radioisotope, die sich im Auflöserabgas befinden, gelangen mit diesem in die Abgasreinigungsanlage. Die gasförmigen Ableitungen werden durch Schwebstofffilter geleitet, um die Aerosole weitgehend zurückzuhalten. Ein quantitatives Maß für die Rückhaltung ist der sog. Rückhaltefaktor, der als Verhältnis von durchgesetzter Nuklidmenge in der Anlage zu freigesetzter Nuklidmenge aus der Anlage definiert wird. Der Freisetzungsfaktor ergibt sich als Kehrwert des Rückhaltefaktors. Er gibt an, welcher Bruchteil des in der Anlage zur Wiederaufarbeitung gelangenden Aktivitätsinventars freigesetzt wird. Die freigesetzte Aktivitätsmenge, normiert auf eine Ein-

heit an erzeugter Energie, wird als Freisetzungsrate bezeichnet; sie ist elementspezifisch. Damit gelingt es, aus der Kenntnis der Freisetzungsrates eines bestimmten Radioisotops eines betrachteten Elementes oder eventuell einer Elementgruppe auf die Freisetzungsrates aller anderen Isotope dieser Gruppe zu schließen, wenn man dabei noch deren mittlere Lebensdauer berücksichtigt. In Tab. 3.8 sind einige Datensätze für Freisetzungsfaktoren zusammengestellt. Der erste Satz (UNSCEAR, 1977) wurde aus Betriebsdaten der kommerziellen amerikanischen Anlage von Nuclear Fuel Service gewonnen. Der zweite entstammt einer amerikanischen Studie (ERDA, 1975), in der abgeschätzt wird, welche Emissionswerte mit neuerer, schon labormäßig vorliegender Technologie, im großtechnischen Einsatz erreichbar sind. Der Datensatz aus (DOE, 1979) zeigt im Vergleich zum letztgenannten eine realistische Einschätzung der neuen Rückhaltetechniken. Die eigene Abschätzung der Freisetzungsfaktoren orientiert sich an deutschen Genehmigungsbedingungen.

Tabelle 3.8: Freisetzungsfaktoren für die Prozeßschritte Auflösung von abgebranntem Brennstoff und Abfallendbehandlung

ISOTOP	UNSCEAR (1977)	ERDA (1975)	DOE-28 (1979)	EIGENE ABSCHAETZUNG
TRITIUM *)		1.00E+00	1.00E+00	2.50E-01
KOHLENSTOFF C-14 *)			1.00E-02	1.00E+00
EDELGASE *)		1.00E-02	1.00E-01	5.00E-02
JOD *)		1.00E-04	1.00E-03	1.00E-02
RUTHEN	2.50E-09	1.00E-09	5.00E-09**)	5.00E-08
STRONTIUM	2.50E-09	2.00E-10	1.00E-09	5.00E-09
CAESIUM	2.50E-09	2.00E-10	1.00E-09	5.00E-09
CER	2.50E-09	2.00E-10	1.00E-09	5.00E-09
AKTINIDEN		5.00E-10	1.00E-09	5.00E-09
SONSTIGE AEROSOLE			1.00E-09	5.00E-09

*) FREISETZUNGSFAKTOREN FUER DIESE NUKLIDE GELTEN NUR FUER DAS AUFLOESERABGASSYSTEM

***) 0.01% DES RUTHENS WERDEN ALS AEROSOL EMITTIERT
DER ZAHLENWERT NACH E BEZEICHNET DEN EXPONENTEN
ZUR BASIS 10, Z.B. 1.00E+01 = 10

Entsprechend den Projektplanungen für eine deutsche Wiederaufarbeitungsanlage (DWK, 1977) ist die Installation von Edelgas- und Jodrückhalteverfahren vorgesehen. Die Anwendung der Tieftemperaturrektifikation zur Edelgasabtrennung macht die vorherige Entfernung von Sauerstoff, Stickoxiden und Kohlendioxid aus dem Auflöserabgas notwendig. Damit ist prinzipiell auch die Rückhaltung von Kohlendioxid und somit von Kohlenstoff-14 möglich. Um das Kohlendioxid in eine endlagerfähige Form zu überführen, sind jedoch noch weitere Verfahrensschritte notwendig; bisher ist eine solche Rückhaltung daher nicht vorgesehen. Die Freisetzungsfaktoren für Aerosole stellen theoretische Abschätzungen dar für den Fall, daß mehrstufige Filtersysteme installiert werden.

Die in dieser Arbeit angenommenen Freisetzungsfaktoren sind damit gegenüber allen anderen Datensätzen als konservativ zu bezeichnen (Edelgase ausgenommen) und sollten beim großtechnischen Betrieb der konzipierten deutschen Anlage erreichbar sein. Es muß allerdings noch berücksichtigt werden, daß die angegebenen Werte für die Freisetzungsfaktoren Jahresmittelwerte darstellen; während kurzer Betriebsintervalle können Spitzenwerte der Freisetzung auftreten, die bedeutend größer sind als mit den angegebenen Freisetzungsfaktoren zum Ausdruck kommt. Auch für die Abwasseremissionen lassen sich Freisetzungsfaktoren angeben, die auf die Güte der Rückhaltung schließen lassen. Nach Schüttelkopf (1981) ergibt sich aufgrund von Bilanzierungsabschätzungen ein mittlerer Freisetzungsfaktor für nichtflüchtige Radionuklide von 10^{-8} . Die ins Abwasser gelangenden Tritiumemissionen lassen sich ebenfalls aus Bilanzierungsüberlegungen gewinnen.

Der Hauptstrom des Aktivitätsinventars fließt mit der aufgelösten Brennstofflösung aus dem Auflöser über das Pufferlager zum sog. 1. Extraktionszyklus. In diesem Verfahrensschritt werden über 99 % des Urans und auch des Plutoniums aus der Brennstofflösung extrahiert. Dies geschieht nach dem Purrexverfahren (Plutonium-Uranium-Recovery by Extraction (Baumgärtner, 1978)). Die Spaltprodukte verbleiben in der Restlösung und werden dort konzentriert. Sie stehen zur Abfallbehandlung an.

Alle radioaktiven Abfälle aus dem Wiederaufarbeitungsprozeß werden der Abfallendbehandlung zugeführt. Daneben gelangen noch aktivierte Einbauteile

des Reaktorkerns wie z.B. Instrumentenlanzen, Drosselkörper, Steuerelemente usw. als feste Abfälle in die Abfallendbehandlung. Insgesamt belaufen sich die Menge der letztgenannten Abfallkategorien auf etwa 7 m^3 pro GWe·a. Die Abfallendbehandlung dient dazu, die einzelnen radioaktiven Abfallströme im Volumen zu vermindern und in ein endlagerfähiges Produkt zu überführen. Da z.Zt. in der Bundesrepublik Deutschland die endgültigen Spezifikationen für ein Endlager und die endlagerfähigen Produkte noch nicht vorhanden sind, ist auch noch keine endgültige Auslegung dieser Anlagenteile erfolgt. Wir können hier deshalb nur die Verfahren, die im Labor und zum Teil auch großtechnisch demonstriert werden und für das deutsche Entsorgungskonzept vorgesehen sind, vorstellen und die sich ergebenden Emissionen abschätzen.

Neben den hochaktiven Abfällen sind der schwachaktive und der mittelaktive Abfall (LAW und MAW) für das Endlager zu konditionieren. Auch das geschieht in der Abfallendbehandlung. Diese Abfälle können flüssig oder fest anfallen.

Zur Abschätzung der Emission bei der Abfallbehandlung werden die gleichen Freisetzungsfaktoren wie für das Auflöserabgas angenommen; nur Tritium, Kohlenstoff-14 und die Edelgase wurden bei diesem Prozessschritt nicht mehr berücksichtigt, da sie bereits beim Prozessschritt "Wiederaufarbeitung" bilanzmäßig vollständig erfaßt werden. Alle verunreinigten Abwässer werden in der Abwasseraufbereitung gesammelt, gereinigt und dann über den Sammler abgegeben.

In der Übersichtstabelle 3.9 sind die spezifischen Nuklidinventare, die angenommenen Freisetzungsfaktoren (Wiederaufarbeitung und Abfallendbehandlung) und die sich daraus ergebenden Emissionen für die Prozessschritte Wiederaufarbeitung und Abfallendbehandlung angegeben.

Tabelle 3.9: Spezifische Emissionen bei der Wiederaufarbeitung und Abfallendbehandlung von abgebrannten Kernbrennstoffen (DWR)

NUKLID	SPEZIFISCHER ANFALL)		FREISETZ.- FAKTOR	EMISSION	
	G/T SM	CI/T SM		CI/(GWE*A)	BQ/(GWE*A)
A B L U F T *)					
H-3 **)	1.49E-02	1.44E+02	2.50E-01	1.11E+03	4.11E+13
C-14 **)	7.15E-02	3.19E-01	1.00E+00	9.82E+00	3.63E+11
MN-54	3.19E-03	2.47E+01	1.00E-08	7.60E-06	2.81E+05
FE-55	3.77E+00	9.43E+03	1.00E-08	2.90E-03	1.07E+08
CO-58	1.28E-11	4.07E-07	1.00E-08	1.25E-13	4.63E-03
CO-60	1.35E+01	1.53E+04	1.00E-08	4.71E-03	1.74E+08
NI-63	3.40E+01	2.10E+03	1.00E-08	6.46E-04	2.39E+07
KR-85	1.70E+01	6.68E+03	5.00E-02	1.03E+04	3.80E+14
SR-89	1.75E-14	5.10E-10	1.00E-08	1.57E-16	5.81E-06
SR-90	5.16E+02	7.04E+04	1.00E-08	2.17E-02	8.01E+08
Y-91	3.34E-12	8.19E-08	1.00E-08	2.52E-14	9.32E-04
ZR-95	7.47E-11	1.61E-06	1.00E-08	4.95E-13	1.83E-02
NB-95	9.11E-11	3.57E-06	1.00E-08	1.10E-12	4.06E-02
TC-99	8.54E+02	1.45E+01	1.00E-08	4.46E-06	1.65E+05
RU-103	1.31E-18	4.23E-14	1.00E-07	1.30E-19	4.82E-09
RU-106	1.34E+00	4.47E+03	1.00E-07	1.38E-02	5.09E+08
AG-110M	5.39E-04	2.56E+00	1.00E-08	7.88E-07	2.91E+04
SB-125	1.65E+00	1.71E+03	1.00E-08	5.26E-04	1.95E+07
TE-125M	2.33E-02	4.19E+02	1.00E-08	1.29E-04	4.77E+06
TE-127M	1.25E-07	1.18E-03	1.00E-08	3.63E-10	1.34E+01
TE-127	4.39E-10	1.16E-03	1.00E-08	3.57E-10	1.32E+01
J-129	1.91E+02	3.37E-02	1.00E-02	1.04E-02	3.84E+08
CS-134	1.23E+01	1.59E+04	1.00E-08	4.89E-03	1.81E+08
CS-137	1.14E+03	9.93E+04	1.00E-08	3.06E-02	1.13E+09
CE-141	1.26E-22	3.58E-18	1.00E-08	1.10E-24	4.08E-14
CE-144	7.80E-01	2.49E+03	1.00E-08	7.66E-04	2.83E+07
PU-238	1.49E+02	2.55E+03	1.00E-08	7.85E-04	2.90E+07
PU-239	5.03E+03	3.13E+02	1.00E-08	9.63E-05	3.56E+06
PU-240	2.38E+03	5.43E+02	1.00E-08	1.67E-04	6.18E+06
PU-241	9.06E+02	9.33E+04	1.00E-08	2.87E-02	1.06E+09
NP-239	8.42E-05	1.95E+01	1.00E-08	6.00E-06	2.22E+05
AM-241	3.94E+02	1.35E+03	1.00E-08	4.15E-04	1.54E+07
AM-242	5.09E-06	4.12E+00	1.00E-08	1.27E-06	4.69E+04
CM-242	1.29E-03	4.28E+00	1.00E-08	1.32E-06	4.87E+04
CM-243	2.87E-01	1.48E+01	1.00E-08	4.55E-06	1.68E+05
CM-244	1.74E+01	1.41E+03	1.00E-08	4.34E-04	1.61E+07
A B W A S S E R *)					
H-3 **)			7.50E-01	3.33E+03	1.23E+14
SR-90			1.00E-08	2.17E-02	8.01E+08
RU-106			1.00E-08	1.38E-03	5.09E+07
CS-134			1.00E-08	4.89E-03	1.81E+08
CS-137			1.00E-08	3.06E-02	1.13E+09
PU-238			1.00E-08	7.85E-04	2.90E+07
PU-239			1.00E-08	9.63E-05	3.56E+06
PU-240			1.00E-08	1.67E-04	6.18E+06
PU-241			1.00E-08	2.87E-02	1.06E+09

*) ABSCHAETZUNGEN AUF DER BASIS DER ANNAHMEN:
 ABBRAND: 36000MW/T SM, ANREICHERUNG: 3.5%, KUEHLZEIT: 7A
 **) ES WURDE NUR DAS BRENNSTOFFINVENTAR BETRACHTET
 *) DER ZAHLENWERT NACH E BEZEICHNET DEN EXPONENTEN
 ZUR BASIS 10, Z.B. 1.00E+01 = 10

3.2.4 Überblick über die radioaktiven Emissionen des gesamten kerntechnischen Brennstoffkreislaufs

Zusammenfassend sind in den Tab. 3.10 und 3.11 die Emissionen des gesamten hier beschriebenen Kernbrennstoffkreislaufes mit der Abluft bzw. dem Abwasser zusammengetragen.

Bei der Gewinnung und Verarbeitung des Urans sind dabei besonders die Nuklide der natürlichen radioaktiven Zerfallsketten des Urans von Bedeutung. Überwiegend ist der Beitrag des Edelgases Radon, das aus dem Erz bzw. dem Abraum entweichen kann. Da in der Bundesrepublik Deutschland kein großtechnischer Uranabbau betrieben wird, sind diese Stationen des Brennstoffkreislaufs für die hiesige Strahlenexposition nicht von Bedeutung.

Bei Urankonversion, Anreicherung und Fertigung bestimmen die Beiträge der einzelnen Uranisotope die radioaktiven Emissionen. Der Einsatz des Urans im Kernreaktor führt dann zum Aufbau von Spaltprodukten, Aktivierungsprodukten und aktivierten Korrosionsprodukten. Für den Reaktor selbst wurden in diese Gesamtdarstellung für den Modell-DWR und die Modell-WAA nur ausgewählte, relevante Nuklide übernommen.

Tabelle 3.10: Radioaktive Abluftemissionen für die Anlagen eines Modell-DWR-Brennstoffkreislaufs in Ci pro GWe·a

Muklid	Uranerzge- winnung	Uranerzauf- bereitung	Uran- konversion	Anrei- cherung	Brennelement- fertigung	Kernre- aktor	Wiederauf- arbeitung	Gesamt
H-3						45	1100	1145
C-14						6	10	16
Co-60						1,3 E-2	4,0 E-3	1,7 E-2
Spaltprodukte								
Kr-85						1350	10000	11350
Xe-133						6000	-	6000
Sr-90						6,4 E-6	2,1 E-2	2,0 E-2
Tc-99							4,5 E-6	4,5 E-6
Ru-106						3,3 E-5	1,4 E-2	1,4 E-2
J-129							1,0 E-2	1,0 E-2
J-131						4,7 E-2		4,7 E-2
Cs-134						5,7 E-4	4,9 E-3	5,5 E-3
Cs-137						1,7 E-3	3,1 E-2	3,3 E-2
Ce-144						4,5 E-4	7,7 E-4	1,2 E-3
natürliche Zerfallskette								
Po-210	Ober-Unter- tage	7,8 E-5						7,8 E-5
Pb-210		7,8 E-5						7,8 E-5
Rn-222	800/5600	277						1100/6000
Ra-226		7,8 E-3						7,8 E-3
Th-230		7,6 E-3						7,6 E-3
U-234		3,3 E-3	2,1 E-3	9,3 E-4	8,1 E-4	-		7,1 E-3
U-235				2,8 E-5	2,3 E-5	-		5,1 E-5
U-238		3,3 E-3	2,1 E-3	1,1 E-4	9,9 E-5	-		5,6 E-3
Aktivierungsprodukte								
Hp-239							6,0 E-6	6,0 E-6
Pu-238							7,9 E-4	7,9 E-4
Pu-239							9,6 E-5	9,6 E-5
Pu-240							1,7 E-4	1,7 E-4
Pu-241							2,9 E-2	2,9 E-2
Am-241							4,2 E-4	4,1 E-4
Cm-244							4,3 E-4	4,3 E-4

Tabelle 3.11: Radioaktive Emissionen mit dem Abwasser für Anlagen des Kernbrennstoffkreislaufs in Ci pro GWe·a

	Uranerz- gewinnung	Uranerzauf- bereitung	Uran Konversion	Anrei- cherung	Brennelement- fertigung	Kernre- aktor	Wiederauf- arbeitung	Gesamt
H-3						400	3330	3730
Co-60						6,2 E-1	-	6,2 E-1
Sr-90						4,6 E-3	2,2 E-2	2,7 E-2
Ru-106						3,5 E-3	1,4 E-3	4,9 E-3
J-129								
J-131						1,4 E-1		1,4 E-1
Cs-134						5,9 E-1	4,9 E-3	6,0 E-1
Cs-137						9,3 E-1	3,1 E-2	9,6 E-1
Ce-144						2,6 E-2		2,6 E-2
<hr/>								
Ra-226			4,7 E-2					4,7 E-2
Th-230			2,0 E-2					2,0 E-2
Th-234					0,024			2,4 E-2
U-234	nicht abgeschätzt	}	0,61	2,8 E-5	0,2			
U-235				1,1 E-6	0,05			
U-238				2,4 E-5	0,02			
Pu-238								7,9 E-4
Pu-239						9,6 E-5	9,6 E-5	

Der Zahlenwert nach E bezeichnet den Exponenten zur Basis 10, z.B. 1,0 E+1 = 10

3.2.5 Abfälle aus dem kerntechnischen Brennstoffkreislauf und deren Toxizität

Bei der Bilanzierung der festen Abfälle und der chemischen Stoffe, die zur Entsorgung anstehen, werden wir uns wieder auf das Kernkraftwerk und die Wiederaufarbeitungsanlage beschränken.

Beim Kernkraftwerk umfassen die festen Abfälle die Ionenaustauscherharze der Reinigungsanlagen und die Verdampferkonzentrate. Weiterhin fallen kontaminierte Schutzkleidung, Papier und Filter an. Es wird geschätzt, daß etwa 400 200l-Normfässer pro GWe·a mit einer Aktivität von etwa 5 Ci pro Faß zur Zwischenlagerung bzw. Konditionierung für ein Endlager anstehen. Die Emissionen von chemischen Stoffen mit der Abluft von Naßkühltürmen hängt von der Konzentration der Stoffe im Rohwasser des Flusses ab und wird von uns deshalb hier nicht abgeschätzt.

Für die Wiederaufarbeitungsanlage entstehen die wesentlichen Abfallmengen beim Auflöseprozeß. Diese Mengen und die Spaltstofflösungen sind in Tab. 3.12 bilanziert (INFCE, 1980; DWK, 1977).

Der große Anteil des Aktivitätsinventares aus dem Auflöseprozeß liegt in der salpetersauren, hochaktiven Spaltproduktlösung vor. Der hochaktive Abfall soll für das Endlager in feste Form umgewandelt werden. Dazu wurde im deutschen Entsorgungskonzept als Referenzverfahren das französische kontinuierliche AUM-Verglasungsverfahren⁺) ausgewählt (Baumgärtner, 1980), welches in der technischen Erprobung am weitesten fortgeschritten ist. Zuerst wird bei diesem Verfahren die Spaltproduktlösung von Nitratanteilen befreit, anschließend verdampft und kalziniert. Durch das Erhitzen auf mehrere hundert Grad Celsius werden die Nitrate zersetzt und überwiegend Oxide gebildet. Durch Hinzugabe von Glasbildnern - für Borosilikatgläser sind das Siliziumdioxid und Bortrioxid, für Phosphatgläser Phosphorpentoxid - werden diese zu einer glasartigen Masse verschmolzen. Pro 1 GWe·a werden etwa 5 m³ hochaktives Glas anfallen und müssen in das Endlager eingebracht werden. Dies sind vorläufige Abschätzungen, da z.Zt. wie schon erwähnt, in der Bundesrepublik Deutschland die endgültigen Spezifikationen für das Endlager und die endlagerfähigen Produkte noch nicht vorhanden sind.

⁺) AUM: Atelier de Vitrification de Marcoule

Tabelle 3.12: Abfallmengen aus der Wiederaufarbeitung pro erzeugter elektrischer Energie von 1 GWe·a (INFCE, 1980)

Abfallkategorie	Abfallmengen (m ³ /GWe·a)
Auflöserabgas	10 700
Hüllrohrhülsen und Strukturmaterial	4
Unlösliche Rückstände im Auflöser	0.38
HAW ⁺) Konzentrat	3.8
Organischer MAW ⁺⁺)	0.8
MAW ⁺⁺) Konzentrat in wäßriger Lösung	11.5
Flüssigabfall	300
<u>Produktstrom:</u>	
Uranynitratlösung	67.5
Plutoniumnitratlösung	1.2

- +) HAW: High Active Waste (Hochaktiver Abfall)
 ++) MAW: Medium Active Waste (Mittelaktiver Abfall)

Neben den hochaktiven Abfällen sind die schwachaktiven und die mittelaktiven Abfälle (LAW und MAW) für das Endlager zu konditionieren. Sie fallen in fester wie auch in flüssiger Form an. Die festen Abfälle werden je nach Konsistenz einzementiert, bituminiert oder in Kunststoff eingebettet. Die flüssigen Abfälle werden durch Ionenaustauscher, chemische Fällung oder Verdampfung eingeeengt und durch das Hinzufügen von Zement oder Bitumen verfestigt. Mittelaktiver Abfall wird in abgeschirmte Fässer und schwachaktive in nicht abgeschirmte Fässer gefüllt. In Tab. 3.13 sind die Abfallmengen der Wiederaufarbeitung spezifiziert nach Abfall- und Behälterart angegeben.

Tabelle 3.13: Nach Abfall- und Behälterart spezifizierte Abfallmengen aus der Wiederaufarbeitung pro erzeugter elektrischer Energie von 1 GWe·a (INFCE, 1980)

Abfallart	Volumen m ³	Behälter	Anzahl Behälter
Hochaktiv	5,2	Edelstahl	67
Mittelaktiv	143	Abgeschirmt mit Beton	712
Schwachaktiv	525	Unabgeschirmt	2626
Hüllen und Kontrollstäbe		Abgeschirmt mit Blei	43

4. Standortspezifische und jahreszeitliche Einflüsse auf die Ergebnisse von Umweltbelastungsanalysen

4.1 Auswahl repräsentativer Standorte

Im folgenden wird ein Überblick über die allgemeinen Strömungsverhältnisse im Bereich der Bundesrepublik Deutschland und die Verteilung klimatologischer Wirkungsfaktoren gegeben sowie eine mögliche Systematisierung westdeutscher Standorte hinsichtlich der atmosphärischen Ausbreitungsbedingungen für einzelne Regionen skizziert.

Ausgehend von einer geographischen 3-Teilung Westdeutschlands in

- das Flachland nördlich der Mittelgebirge
- die Mittelgebirge
- das Alpenvorland und die Alpen

wird mit Hilfe der Kenntnis der allgemeinen Strömungsverhältnisse in der Bundesrepublik Deutschland und den analytischen Karten der Klimaelemente (Windgeschwindigkeit, -Richtung, Temperatur, Niederschlag etc.)^{+) unter Berücksichtigung der klimatologischen Wirkungsfaktoren (geographische Lage, Beschaffenheit der Erdoberfläche, Verteilung von Land und Meer) der Versuch einer Gliederung hinsichtlich der atmosphärischen Ausbreitungsbedingungen unternommen. Dabei stellt man fest, daß sich die geographische 3-Teilung der Bundesrepublik Deutschland auch in den allgemeinen Strömungsverhältnissen widerspiegelt. Diese sind gekennzeichnet durch westliche Winde mit feuchten Luftmassen aus Südwesten bis Norden. Die damit verbundenen Tiefdruckgebiete ziehen vorwiegend über Nordwestdeutschland hinweg nach Osten, während Süddeutschland von den Ausläufern meist nur schwach beeinflusst wird. Hier stellen sich dann auch kontinentale Züge im Wettergeschehen ein. Der maritime Einfluß nimmt also von Norden nach Süden und von Westen nach Osten ab. Bereits im Mittelgebirge nimmt der Einfluß von kontinentalen Hochdruckwetterlagen deutlich zu, so daß die Orographie ihren Einfluß besonders ausgeprägt geltend machen kann (Schirmer, 1979).}

^{+) siehe Klimaatlant des Deutschen Wetterdienstes}

Eine feinere räumliche Unterteilung der Bundesrepublik Deutschland hinsichtlich Gebieten mit ähnlichen Ausbreitungsbedingungen führt über die klimatologischen Wirkungsfaktoren zu 15 - 20 Klassen (Manier, Dietzer, 1978), die nicht notwendigerweise geographisch zusammenhängende Gebiete darstellen:

- I. Inseln der Nordsee
- II. Westküste der Nordsee
- III. Nord- und Nordostküste der Nordsee
- IV. Freie Lagen in der Norddeutschen Tiefebene
- V. Norddeutsche Tiefebene
- VI. Nord- bis Westrand der Mittelgebirge
- VII. Tallagen am Westrand der Mittelgebirge
- VIII. Süd- und Südostrand der Mittelgebirge
- IX. Tallagen im Mittelgebirgsraum
- X. Mittelhohe Lagen in den Mittelgebirgen
- XI. Gipfellagen in den Mittelgebirgen
- XII. Beckenlagen
- XIII. Alpenvorland
- XIV. Alpentäler

Typische von der Orographie induzierte dynamische und thermodynamische Effekte sind in den einzelnen Gebieten mehr oder minder stark ausgeprägt. Die Klassen I - V gehören zur Region Flachland nördlich der Mittelgebirge, VI - XII in den Bereich Mittelgebirge, XIII - XIV in den Bereich Alpenvorland und Alpen. Zum letzteren gehört noch eine XV. Klasse, die Gipfellagen der Alpen. Die sehr unterschiedliche räumliche Variabilität der einzelnen Klimatelemente erschwert die Abgrenzung einzelner Gebiete.

Die Häufigkeitsverteilung der lokalen Ausbreitungsbedingungen einzelner Standorte zusammen mit ausführlichen Standortbeschreibungen charakterisieren die Ausbreitungsbedingungen in Gebieten unterschiedlicher Größe und ermöglichen die Zuordnung eines Standortes zu den oben erwähnten 15 Klassen und 3 Klimaregionen. Zur Beschreibung der Ausbreitungsbedingungen in den 3 geographischen Bereichen der Bundesrepublik Deutschland wurden 10-jährige Ausbreitungsstatistiken von 4 Standorten in freier Lage in den verschiedenen Klimaregionen analysiert: Hannover, eine Station im Flachland nördlich der Mittelgebirge, Stuttgart-Echterdingen und Nürnberg, 2

Stationen im Mittelgebirgsraum sowie München im Alpenvorland. Tabelle 4.1 enthält einige wesentliche meteorologische Daten⁺⁾ für die atmosphärische Ausbreitung und Schadstoffablagerung in der Umgebung der erwähnten 4 Stationen sowie 5 weiterer Stationen, die, wie z.B. Stuttgart-Stadt (Hanglage der Stuttgarter Bucht), Karlsruhe (Stadttrandlage im Oberrheingraben) und Freiburg (Stadtgebiet), auch lokale Besonderheiten demonstrieren.

Tabelle 4.1: Vergleich wesentlicher, die Schadstoffausbreitung bestimmender meteorologischer Parameter an verschiedenen bundesdeutschen Stationen

Station	mittlere Windgeschwindigkeit	mittlere Niederschlagsmenge	prozentuale Häufigkeit von Fällen mit Windstille	prozentuale Häufigkeit der Ausbreitungsklassen			häufigster Windrichtungssektor	zweithäufigster Windrichtungssektor	mittlere Häufigkeit der Höhe der Inversionsuntergrenze der ersten Inversion < 800 m (12 Uhr GMT) (Zahl d. Fälle pro Jahr)
	in m/s	in mm pro Jahr		stabil	neutral	labil	in Grad ⁺⁾	in Grad ⁺⁾	
Emden	4,4	817,2	1	24	69	7	190-290	80- 90	146,8
Essen	4,7	904,2	3	20	72	8	160-250	60- 80	-
Freiburg	2,2	947,0	30	47	37	16	200-240	340-360	-
Hannover	4,3	663,3	4	24	69	7	230-290	80-100	129,5
Karlsruhe	2,8	746,8	20	42	46	13	190-270	360- 10	-
München	3,0	947,1	10	39	49	12	220-290	70- 90	151,3
Nürnberg	2,8	641,2	14	42	47	11	250-290	90-100	-
Stuttgart-Echterdingen	2,6	756,4	18	43	45	12	200-270	70- 90	177,1
Stuttgart-Stadt	1,9	679,6	26	50	34	16	180-270	340- 20	-

^{+) (360° - Nordwind, 180° - Südwind)}

Die Analyse von Ausbreitungs-, Niederschlags- und Inversionsstatistiken der erwähnten Stationen zeigt, daß die Windgeschwindigkeit von Norden nach Süden abnimmt, und die Zahl der Fälle mit Windstille in derselben Richtung

^{+) Das verwendete Datenmaterial wurde uns vom Deutschen Wetterdienst zur Verfügung gestellt.}

von 1 % auf maximal 30 % ansteigt (insbesondere im Stadtgebiet süddeutscher Städte, z.B. Stuttgart-Stadt und Freiburg). Ebenso nimmt in dieser Richtung die Häufigkeit der extremen Ausbreitungsklassen (stabile und labile Klassen) zu. Niederschlag erweist sich auch in dieser Aufstellung als ein sehr lokales Phänomen, stark beeinflusst von der Orographie. Neben den aufgezeigten Nord-Süd-Effekten lassen sich auch Ost-West-Unterschiede erkennen. Vergleichsweise hohe Windgeschwindigkeiten begünstigen den Schadstofftransport im Flachland nördlich der Mittelgebirge. Niedrige Windgeschwindigkeiten, häufig verbunden mit austauscharmen Situationen sowie größeren Niederschlagsmengen, führen im Mittelgebirge, im Alpenvorland und an den Alpen zu höheren lokalen Langzeitausbreitungsfaktoren⁺⁾ und damit zu höheren Schadstoffkonzentrationen (Tab. 4.2).

Tabelle 4.2: Langzeitausbreitungsfaktoren für ausgewählte Standorte in der Bundesrepublik Deutschland⁺⁺⁾
Kaminhöhe: 200 m

Station	Mittelwert (sm^{-3}) ($20 \times 20 \text{ km}^2$)	prozentuale Abweichung	Mittelwert (sm^{-3}) ($200 \times 200 \text{ km}^2$)	prozentuale Abweichung
Emden	$4,70 \cdot 10^{-9}$	0	$7,57 \cdot 10^{-10}$	0
Essen	$5,08 \cdot 10^{-9}$	108	$7,89 \cdot 10^{-10}$	104
Freiburg	$9,51 \cdot 10^{-9}$	202	$1,92 \cdot 10^{-9}$	253
Hannover	$5,12 \cdot 10^{-9}$	108	$8,57 \cdot 10^{-10}$	113
Karlsruhe	$7,17 \cdot 10^{-9}$	152	$1,54 \cdot 10^{-9}$	210
München	$6,23 \cdot 10^{-9}$	132	$1,29 \cdot 10^{-9}$	170
Nürnberg	$6,51 \cdot 10^{-9}$	139	$1,39 \cdot 10^{-9}$	184
Stuttgart- Echterdingen	$7,19 \cdot 10^{-9}$	152	$1,53 \cdot 10^{-9}$	202

⁺⁾ Aus einer 10-jährigen Häufigkeitsverteilung der meteorologischen Bedingungen errechnete Langzeitwert der atmosphärischen Konzentration der bodennächsten Schicht normiert auf den Emissionsmassenstrom

⁺⁺⁾ siehe auch Halbritter, 1978

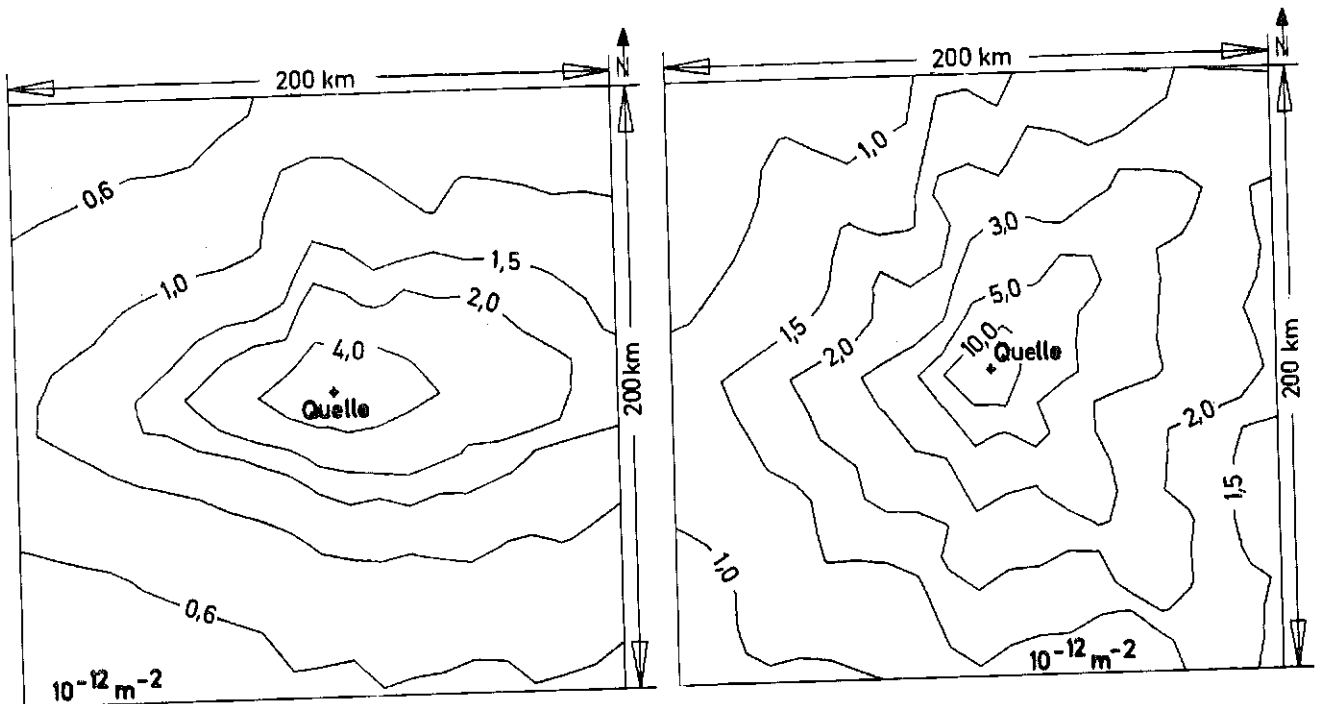
4.2 Darstellung standortspezifischer und jahreszeitlicher Unterschiede im lokalen Bereich für ausgewählte Standorte

Aufgrund der vorausgegangenen Überlegungen werden für weitere Untersuchungen die Standorte Hannover-Langenhagen und Stuttgart-Echterdingen als in erster Näherung "repräsentative" Standorte für freie Lagen und mittlere regionale Verhältnisse des nord- bzw. süddeutschen Raumes angesehen. Im folgenden wird die Schadstoffausbreitung und -ablagerung von Emissionsquellen der Höhe 100 m (Kernkraftwerk) und 200 m (Wiederaufarbeitungsanlage, Kohle-Kraftwerk) in einem Bereich von 100x100 km um die Quellen an den Standorten Hannover-Langenhagen und Stuttgart-Echterdingen untersucht. Die Berechnungen wurden mit einem erweiterten Gaußmodell durchgeführt, das die Reflexion der Abgasfahne an der Obergrenze der Mischungsschicht berücksichtigt. Bei der Berechnung der Ablagerung von Schadstoffen am Boden wird zwischen Aerosolen und reaktiven Schadgasen unterschieden. Reaktive Schadgase wie Schwefeldioxid oder elementares Jod werden im Vergleich zu den Aerosolen mit geringeren Ablagerungsraten der trockenen (Faktor 10) und nassen Deposition (Faktor 5) aus der Atmosphäre am Boden abgelagert. Das Verfahren zur Berechnung der am Boden abgelagerten Schadstoffmenge sowie die verwendeten Parametersätze wurden mit Ausnahme des Ausbreitungsparametersatzes für Kaminhöhen ≥ 200 m (Kiefer, Koelzer, 1979) den Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der Strahlenexposition durch Emission radioaktiver Stoffe (BMI, 1979) entnommen. Als Berechnungsgrundlage dienten 3-dimensionale, 10-jährige Häufigkeitsverteilungen der Ausbreitungsbedingungen sowie Niederschlagsstatistiken des Deutschen Wetterdienstes. Zur Beschreibung der Schadstoffablagerung wird der sog. Ablagerungsfaktor herangezogen, d.h. die am Boden abgelagerte Schadstoffmenge pro m^2 bezogen auf die emittierte Schadstoffmenge. Dabei unterscheidet man entsprechend dem Ablagerungsvorgang zwischen dem trockenen⁺) und nassen⁺⁺⁾ Ablagerungsfaktor.

⁺) Die trockene Ablagerung beinhaltet unter anderem die Adsorption sowie chemische Reaktionen von Gasen am Erdboden, Sedimentation von Partikeln etc., d.h. Vorgänge, die zur Ablagerung von Schadstoffen an Oberflächen führen.

⁺⁺⁾ Unter der nassen Ablagerung versteht man die Schadstoffablagerung am Boden mittels Niederschlag.

Standortspezifische Unterschiede zwischen den Stationen Hannover-Langenhagen und Stuttgart-Echterdingen werden im folgenden anhand der berechneten Ablagerung von Aerosolen in der Umgebung eines 200 m hohen Kamins näher erläutert. Den Abbildungen 4.1 und 4.2 ist die Verteilung der im jährlichen Mittel trocken und naß abgelagerten Aerosolmenge normiert auf die emittierte Menge in der Umgebung der Stationen Hannover-Langenhagen und Stuttgart-Echterdingen zu entnehmen. Die Größenverteilung des Ablagerungsfaktors um die Quellen ist geprägt von der Windrichtungsverteilung an der jeweiligen Station. Da die Hauptwindrichtung mit hohen Windgeschwindigkeiten in Hannover-Langenhagen Westen ist, verlaufen die Linien gleichen Ablagerungsfaktors vorzugsweise von Osten nach Westen, während an der Station Stuttgart die Hauptwindrichtung in Verbindung mit hohen Windgeschwindigkeiten Südwesten ist, und so der Schadstofftransport im wesentlichen in Richtung Nordosten stattfindet.



KAMINHÖHE: 200M
 WETTERSTATION: HANNOVER
 JAHRESZEIT: JAHRESMITTEL

KAMINHÖHE: 200M
 WETTERSTATION: STUTTART
 JAHRESZEIT: JAHRESMITTEL

Abb. 4.1

Abb. 4.2

Ablagerungsfaktoren (trocken und naß) für Aerosole in der Umgebung eines 200 m hohen Emittenten an den Standorten Hannover und Stuttgart

In den Tabellen 4.3 und 4.4 werden die arithmetischen Flächenmittelwerte des trockenen und nassen Ablagerungsfaktors für die Stationen Hannover-Langenhagen und Stuttgart-Echterdingen angegeben. Der Vergleich für die beiden Standorte zeigt, daß an der Station Stuttgart-Echterdingen bei einer Flächengröße von $20 \times 20 \text{ km}^2$ um 40 % höhere Mittelwerte des trockenen Ablagerungsfaktors, bei einer Flächengröße von $200 \times 200 \text{ km}^2$ um 70 % höhere Werte auftreten. Der nasse Ablagerungsfaktor ist unabhängig von der Flächengröße an der Station Stuttgart-Echterdingen um 70 % größer. Die Tabellen 4.3 und 4.4 enthalten weiterhin Angaben über die Größe von Flächen, auf denen Ablagerungsfaktoren bestimmte Grenzwerte übersteigen. So trifft man trockene Ablagerungsfaktoren größer als $2 \cdot 10^{-12} \text{ m}^{-2}$ in der Umgebung von Stuttgart-Echterdingen auf einer Fläche an, die mehr als 3 mal so groß ist wie diejenige in der Umgebung Hannover-Langenhagens. Die mit nassen Ablagerungsfaktoren größer als $2 \cdot 10^{-12} \text{ m}^{-2}$ beaufschlagte Fläche ist in Stuttgart-Echterdingen ebenfalls mehr als doppelt so groß wie in Hannover-Langenhagen.

Will man die Effizienz der Abreicherungsmechanismen, die zur trockenen und nassen Schadstoffablagerung am Boden führen, vergleichen, stellt man anhand der Angaben in den Tabellen 4.3 und 4.4 fest, daß die trockenen und nassen Ablagerungsfaktoren bei einer Kaminhöhe von 200 m mit den verwendeten Parametersätzen für Aerosole in derselben Größenordnung liegen. Die Flächenmittelwerte des trockenen Ablagerungsfaktors liegen jedoch sowohl in Hannover-Langenhagen als auch in Stuttgart-Echterdingen über denen des nassen Ablagerungsfaktors. Während die durch trockene Ablagerungen mit einem Ablagerungsfaktor größer als $1 \cdot 10^{-11} \text{ m}^{-2}$ beaufschlagte Fläche in Hannover um das 2-fache größer ist als die durch nasse Ablagerung belastete Fläche, ist in Stuttgart das über die nasse Ablagerung belastete Gebiet geringfügig größer. Vergleicht man anhand von Tabelle 4.4 für verschiedene Kaminhöhen die Flächenmittelwerte sowie die Größen der Flächen, auf denen festgelegte Grenzwerte des Ablagerungsfaktors überschritten werden, so zeigt sich an der Station Stuttgart-Echterdingen, daß der Ablagerungsfaktor mit zunehmender Quellhöhe erheblich abnimmt. Die Unterschiede sind besonders groß hinsichtlich des trockenen Ablagerungsfaktors, so daß der Flächenmittelwert der $200 \times 200 \text{ km}^2$ Fläche aufgrund der Emission aus einem 100 m hohen Kamin das 16-fache des Wertes eines 200 m hohen Kamins beträgt. Außer-

Tabelle 4.3: Charakteristische Größen der mittleren Schadstoffbelastung in der Umgebung von Quellen unterschiedlicher Emissionshöhe

Station: Hannover-Langenhagen
 Jahreszeit: Jahresmittel
 Schadstoff: Aerosol

	Kaminhöhe: 100 m		Kaminhöhe: 200 m	
	trocken	naß	trocken	naß
Ablagerungs- ₂ faktor in m ⁻²				
Mittelwert ₂ (20x20 km ²)	1,53·10 ⁻¹¹	4,40·10 ⁻¹²	5,12·10 ⁻¹²	3,62·10 ⁻¹²
Mittelwert (200x200 km ²)	1,30·10 ⁻¹²	4,40·10 ⁻¹³	8,57·10 ⁻¹³	3,62·10 ⁻¹³
Ablagerungs-faktor ⁺ in m ⁻²	1·10 ⁻¹¹			
Fläche ⁺⁺ in km ²	229	34	33	17
Ablagerungs-faktor ⁺ in m ⁻²	2·10 ⁻¹²			
Fläche ⁺⁺ in km ²	5100	1000	2000	800

Tabelle 4.4: Charakteristische Größen der mittleren Schadstoffbelastung in der Umgebung von Quellen unterschiedlicher Emissionshöhe

Station: Stuttgart-Echterdingen
 Jahreszeit: Jahresmittel
 Schadstoff: Aerosol

	Kaminhöhe: 100 m		Kaminhöhe: 200 m	
	trocken	naß	trocken	naß
Ablagerungs- ₂ faktor in m ⁻²				
Mittelwert ₂ (20x20 km ²)	2,91·10 ⁻¹¹	0,74·10 ⁻¹¹	7,19·10 ⁻¹²	6,08·10 ⁻¹²
Mittelwert (200x200 km ²)	2,49·10 ⁻¹¹	0,74·10 ⁻¹²	1,53·10 ⁻¹²	6,08·10 ⁻¹³
Ablagerungs-faktor ⁺ in m ⁻²	1·10 ⁻¹¹			
Fläche ⁺⁺ in km ²	431	96	51	63
Ablagerungs-faktor ⁺ in m ⁻²	2·10 ⁻¹²			
Fläche ⁺⁺ in km ²	20100	2400	7500	1800

+) Grenzwert des Ablagerungsfaktors

++) Größe der Fläche, innerhalb welcher die Ablagerungsfaktoren den obigen Grenzwert des Ablagerungsfaktors übersteigen

dem ist die Fläche mit Ablagerungsfaktoren größer als $1 \cdot 10^{-11} \text{ m}^{-2}$ um einen 100 m hohen Kamin herum um das 8-fache größer als diejenige um einen 200 m hohen Kamin. Im Vergleich zur trockenen Ablagerung ist der Beitrag der nassen Ablagerung zur insgesamt abgelagerten Schadstoffmenge für eine Emissionshöhe von 100 m deutlich geringer als für eine Emissionshöhe von 200 m.

Standortspezifische Unterschiede, der Vergleich von trockener und nasser Ablagerung hinsichtlich der Bedeutung für die Schadstoffablagerung und der Einfluß der Kaminhöhe auf die abgelagerte Schadstoffmenge wurden bisher für die atmosphärische Ausbreitung und Ablagerung von Aerosolen dargestellt. Bilanzierungsrechnungen zeigen im folgenden die Bedeutung der spezifischen Eigenschaften des freigesetzten Schadstoffs für die trockene und nasse Ablagerung am Boden auf (s. Abb. 4.3 und 4.4). Mit zunehmender Entfernung von der Quelle wird in der Umgebung der süddeutschen Station (Stuttgart-Echterdingen) mehr Schadstoff abgelagert als in der Umgebung der norddeutschen (Hannover-Langenhagen) (s. Abb. 4.3). Die dabei betrachtete effektive Quellstärke gibt an, welcher Anteil der ursprünglich emittierten Schadstoffmenge in der entsprechenden Entfernung noch in der Atmosphäre vorhanden ist. Ein Vergleich der effektiven Quellstärken für Emissionen aus einem 200 m hohen Kamin an der Station Stuttgart zeigt weiterhin, daß 46 % der emittierten reaktiven Gase auf den ersten 100 km des Transportweges abgelagert werden, im Vergleich zu 8 % der freigesetzten Aerosolmenge.

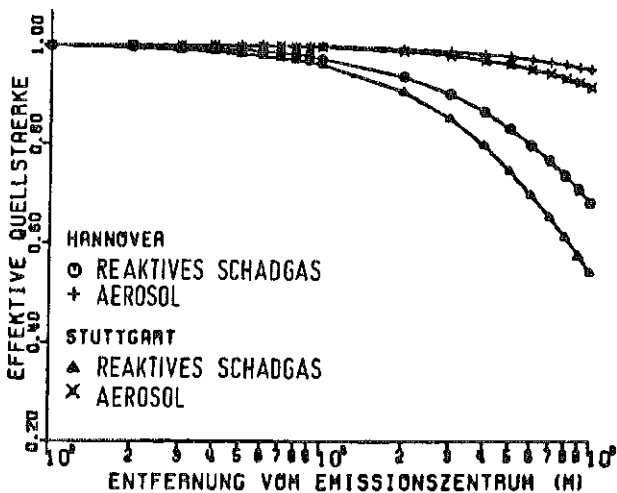


ABB. 4.3 EFFEKTIVE QUELLSTÄRKE JAHRESMITTEL FÜR NORDDEUTSCHE (HANNOVER) UND SÜDDEUTSCHE (STUTTART) STANDORTBEDINGUNGEN

KAMINHOEHE: 200 M

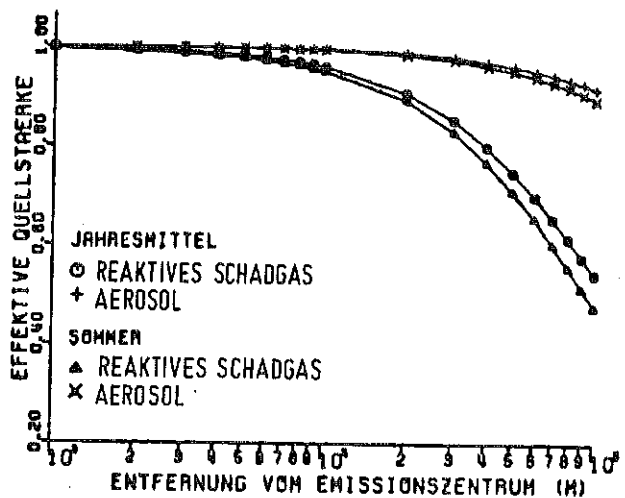


ABB. 4.4 JAHRESMITTEL UND SOMMERWERTE DER EFFEKTIVEN QUELLSTÄRKE FÜR SÜDDEUTSCHE (STUTTART) STANDORTBEDINGUNGEN

KAMINHOEHE: 200 M

Untersuchungen der Ausbreitungsbedingungen in der atmosphärischen Grenzschicht im Hinblick auf jahreszeitliche Unterschiede ergeben für den Sommer abweichend vom Jahresmittel insbesondere eine Erhöhung der Häufigkeiten der labilen Stabilitätsklassen und eine Verringerung der Windgeschwindigkeiten um 0,3 m/s. Außerdem fällt 36 % der jährlichen Niederschlagsmenge während der 3 Sommermonate (s. Tab. 4.5). Aufgrund dieser Angaben ist im Sommer eine höhere Schadstoffablagerung, insbesondere über den Pfad der nassen Ablagerung, im quellnahen Bereich zu erwarten.

Berechnungen zur Schadstoffablagerung (Aerosole) für Emissionen aus einem 200 m hohen Kamin zeigen, daß höchste Werte durch die trockene Ablagerung während der Sommer- und Wintermonate auftreten (vgl. Tab. 4.6). Die nasse Ablagerung ist eindeutig während des Sommers am größten, da diese Jahreszeit auch die niederschlagsreichste Zeit ist. Den Abbildungen 4.5-4.8 ist die räumliche Verteilung der Schadstoffablagerung über den Prozeß der trockenen und nassen Ablagerung in der Umgebung der Quelle zu entnehmen.

Tabelle 4.5: Ausbreitungsbedingungen in den verschiedenen Jahreszeiten abweichend vom Jahresmittel
Station: Stuttgart-Echterdingen

	atmosphärische Schichtung	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
Häufigkeit der atmosphärischen Schichtung in den Jahreszeiten abweichend vom Jahresmittel in %	stabil	- 4	- 4	+ 7	+ 1
	neutral	+ 4	- 7	- 7	+11
	labil	+ 1	+11	0	-12
mittlere Windgeschwindigkeit abweichend vom Jahresmittel in ms		+ 0,20	- 0,25	- 0,33	+ 0,38
Anzahl der Fälle mit Windstille abweichend vom Jahresmittel in %		- 3,0	- 1,0	+ 4,0	+ 0
Niederschlag in % der jährlichen Summe		27,0	36,0	19,0	19,0

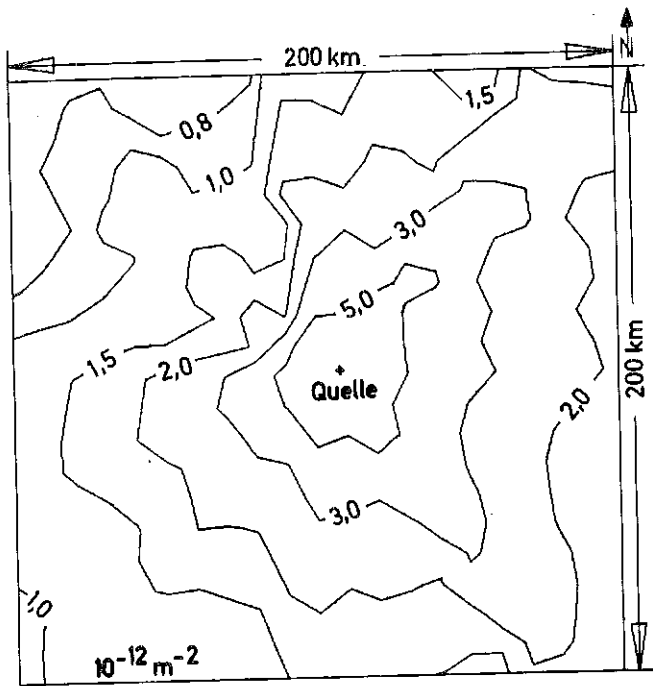
Tabelle 4.6: Charakteristische Größen der Schadstoffablagerung in der Umgebung einer 200 m hohen Quelle für verschiedene Jahreszeiten

Station: Stuttgart-Echterdingen
 Kaminhöhe: 200 m
 Schadstoff: Aerosol

Jahreszeit:	Frühling		Sommer	
Ablagerungs- faktor in m^{-2}	trocken	naß	trocken	naß
Mittelwert (20x20 km^2)	$6,10 \cdot 10^{-12}$	$6,56 \cdot 10^{-12}$	$6,72 \cdot 10^{-12}$	$10,9 \cdot 10^{-12}$
Mittelwert (200x200 km^2)	$1,48 \cdot 10^{-12}$	$6,56 \cdot 10^{-13}$	$1,60 \cdot 10^{-12}$	$10,9 \cdot 10^{-12}$
Ablagerungs- faktor ^{+) in m^{-2}}	$1 \cdot 10^{-11}$			
Fläche ^{++) in km^2}	38	91	54	190
Ablagerungs- faktor ^{+) in m^{-2}}	$2 \cdot 10^{-12}$			
Fläche ^{++) in km^2}	6900	2100	9400	5200

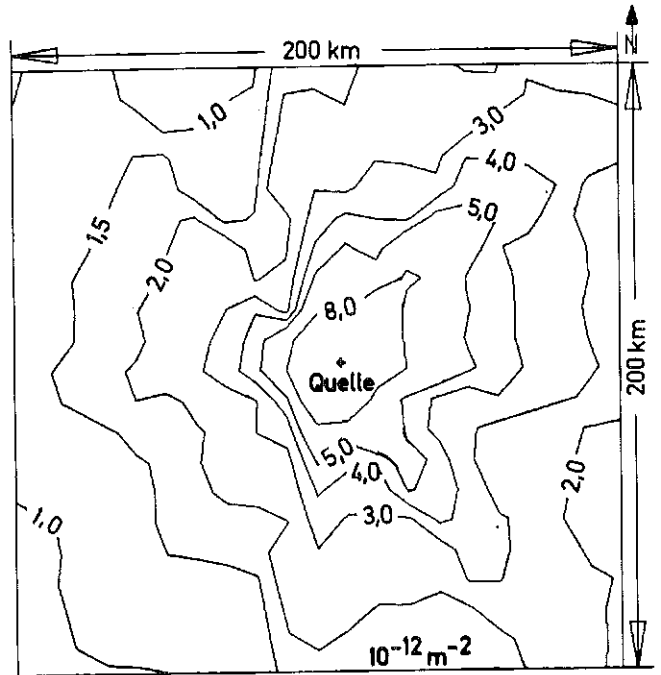
Jahreszeit:	Herbst		Winter	
Ablagerungs- faktor in m^{-2}	trocken	naß	trocken	naß
Mittelwert (20x20 km^2)	$6,15 \cdot 10^{-12}$	$5,60 \cdot 10^{-12}$	$6,91 \cdot 10^{-12}$	$4,16 \cdot 10^{-12}$
Mittelwert (200x200 km^2)	$1,87 \cdot 10^{-12}$	$5,60 \cdot 10^{-13}$	$1,75 \cdot 10^{-12}$	$4,16 \cdot 10^{-12}$
Ablagerungs- faktor ^{+) in m^{-2}}	$1 \cdot 10^{-11}$			
Fläche ^{++) in km^2}	40	61	76	27
Ablagerungs- faktor ^{+) in m^{-2}}	$2 \cdot 10^{-12}$			
Fläche ^{++) in km^2}	13000	1600	11000	800

- +) Grenzwert des Ablagerungsfaktors
- +) Größe der Fläche, innerhalb welcher die Ablagerungsfaktoren den obigen Grenzwert des Ablagerungsfaktors übersteigen



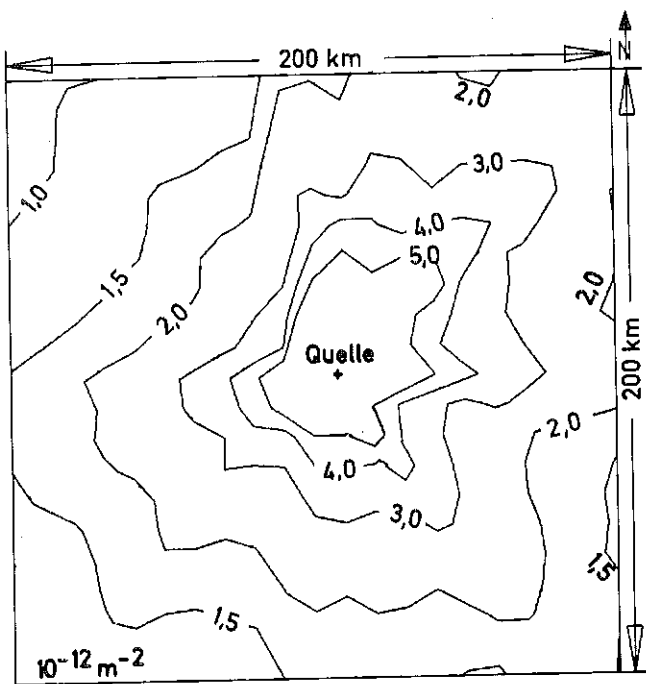
KAMINHÖHE: 200M
WETTERSTATION: STUTTGART
JAHRESZEIT: FRUEHLING

Abb. 4.5



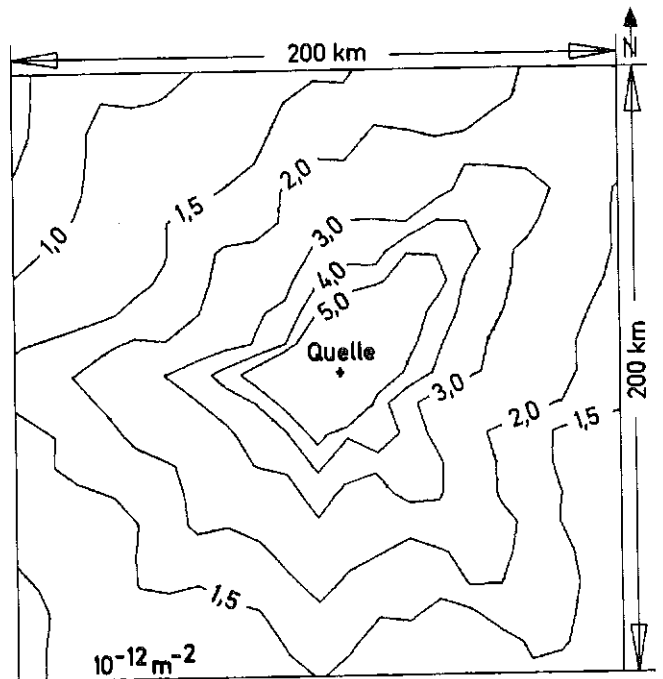
KAMINHÖHE: 200M
WETTERSTATION: STUTTGART
JAHRESZEIT: SOMMER

Abb. 4.6



KAMINHÖHE: 200M
WETTERSTATION: STUTTGART
JAHRESZEIT: HERBST

Abb. 4.7



KAMINHÖHE: 200M
WETTERSTATION: STUTTGART
JAHRESZEIT: WINTER

Abb. 4.8

Abb. 4.5-4.8: Ablagerungsfaktoren (trocken und naß) für Aerosole in der Umgebung eines 200 m hohen Emittenten für verschiedene Jahreszeiten

Ein Vergleich der mittleren jährlichen Ablagerungsfaktoren mit mittleren Werten für die Sommermonate wurde aufgrund der besonderen Bedeutung letzterer für das Pflanzenwachstum durchgeführt. Dabei zeigt sich (s. Tab. 4.3 und 4.6), daß die Unterschiede hinsichtlich der trockenen Schadstoffablagerung in den verschiedenen Jahreszeiten nur wenige Prozent betragen. Die Flächenmittelwerte belaufen sich auf 97 bzw. 105 % des Jahresmittelwertes, die Größe der Belastungsgebiete mit Ablagerungsfaktoren größer als $1 \cdot 10^{-11} \text{ m}^{-2}$ bzw. $2 \cdot 10^{-12} \text{ m}^{-2}$ auf 100 bzw. 125 % der mittleren Größe im Jahreszeitraum. Größere Abweichungen stellt man beim nassen Ablagerungsfaktor fest, die Flächenmittelwerte betragen 179 % des jährlichen Mittelwertes und die Größe der Belastungsgebiete 302 bzw. 343 % der Größe im Jahresmittel.

Eine Bilanzierung ergibt, daß im Jahresmittel in 100 km Entfernung noch 54 % der aus einem 200 m hohen Kamin emittierten Menge reaktiver Gase in der Atmosphäre vorhanden sind, im Sommer dagegen nur noch 48 % vorwiegend aufgrund des verstärkten Auswaschens aus der Atmosphäre (vgl. Abb. 4.4).

Die Untersuchungen auf der Basis der genannten Modellannahmen zeigen, daß die Verwendung von Jahresmittelwerten der Niederschlagsmenge nicht in jedem Fall zur konservativen Abschätzung der Schadstoffimmission im Lee einer Quelle führt. Die Abweichungen schwanken je nach Schadstoff, Kaminhöhe und den meteorologischen Bedingungen am Standort. Letztere erweisen sich am norddeutschen Standort Hannover für die Schadstoffausbreitung in der Atmosphäre als wesentlich günstiger, da die aus hohen Kaminen emittierten Schadstoffe im lokalen Bereich der Quelle zu niedrigeren Immissionen führen als am Standort Stuttgart-Echterdingen.

4.3 Darstellung standortspezifischer und jahreszeitlicher Unterschiede im regionalen Bereich für ausgewählte Standorte

Konservative Abschätzungen der Schadstoffablagerung zeigen, daß im 100 km Umkreis um einen Emittenten der Höhe 100 m und mehr weniger als 10 % der emittierten Schadstoffmenge (Aerosole) abgelagert werden (s. Abb. 4.3 und 4.4). Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, bei Umweltbelastungsanalysen

auch den weiträumigen Schadstofftransport und die Schadstoffablagerung in Entfernungen bis 1000 km von der Quelle zu berücksichtigen, falls aus hohen Kaminen emittiert wird.

Dieser regionale Schadstofftransport in der Atmosphäre wird besonders begünstigt durch die Emission von Schadstoffen in stabil geschichtete Luftschichten oberhalb der turbulenten atmosphärischen Mischungsschicht. Erst bei sich hebender atmosphärischer Mischungsschichtobergrenze, z.B. aufgrund zunehmender Sonneneinstrahlung im Laufe eines Tages, gelangen die Schadstoffe in die atmosphärische Mischungsschicht und zur Ablagerung am Boden. Hohe Windgeschwindigkeiten, wie sie mit zunehmender Höhe in der Atmosphäre angetroffen werden, bewirken den weiträumigen Schadstofftransport. Schadstoffausbreitung und -ablagerung werden somit im regionalen Bereich nicht mehr allein von den bodennahen atmosphärischen Bedingungen bestimmt, sondern auch von den großräumigen atmosphärischen Strömungsverhältnissen, die oberhalb der Grenzschicht den weiträumigen Transport bestimmen. Auf die mittleren Strömungsverhältnisse im Bereich der Bundesrepublik Deutschland wurde bereits im Kapitel 4.1 näher eingegangen. Im folgenden wird mit Hilfe von Modellrechnungen der weiträumige Schadstofftransport am Beispiel von Freisetzungen an den Stationen Hannover und Stuttgart näher untersucht. Die Rechnungen wurden mit dem Modell MESOS am Imperial College, London durchgeführt (H.M. ApSimon u.a., 1981). Das Modell, das speziell zur Simulation des weiträumigen Schadstofftransports in der Atmosphäre entwickelt wurde, ist in der Lage, die zeitliche und räumliche Variation der Variablen zu berücksichtigen und zeichnet sich durch eine detaillierte Beschreibung der unteren atmosphärischen Schicht (Mischungsschicht) sowie deren oberer Bestandung als Funktion des Ortes und der Zeit aus (H.M. ApSimon u.a., 1978). Die Rechnungen zur Deposition von Aerosolen und reaktiven Gasen wurden für 200 m Emissionshöhe mit und ohne Berücksichtigung des thermischen Auftriebs^{+) der Abgase (Wärmeinhalt ~ 70 MW) durchgeführt. Standortsspezifische Unterschiede, die die Ausbreitung der Schadstoffe im regionalen Bereich mitbestimmen sowie jahreszeitliche Unterschiede der mittleren Schadstoffablagerung werden im folgenden für die Emission von Aerosolen aus einem 200 m hohen Kamin dargestellt.}

^{+) Unter dem thermischen Auftrieb der Abluft versteht man das Aufsteigen der freigesetzten Abluft aufgrund ihrer höheren Temperatur im Vergleich zur Umgebungsluft der Atmosphäre.}

Ein Blick auf Tabelle 4.1 zeigt, daß in Bodennähe am Ort der Quelle an der Station Hannover wie auch an der Station Stuttgart Winde aus westlichen Richtungen vorherrschen. Als zweithäufigste Windrichtung ist jeweils Osten angegeben. Umso erstaunlicher ist es daher, wenn man mit einem Blick auf die Trajektorienrose^{+) (Abb. 4.9) feststellt, daß mit zunehmender Entfernung von der Quelle zwar im Großraum Hannover die größte Anzahl von Trajektorien⁺⁺⁾ imaginäre Kreise mit den Radien 100, 200, 400 und 750 km in Richtung Osten überquert, während in Stuttgart die überwiegende Mehrheit der Trajektorien in Richtung Südwesten (Abb. 4.10) zieht. Außerdem erkennt man, daß mit zunehmender Entfernung von der Quelle das Maximum der Häufigkeitsverteilung auffächert, ein Hinweis auf das Meandrieren der Trajektorien unter dem Einfluß des großräumigen Druckgradienten. An der Trajektorienrose der Station Stuttgart zeigt sich der Einfluß der Alpen, die die häufig auftretende nordwestliche Strömung über Frankreich nach Süden lenken (s. Abb. 4.10). Betrachtet man die über Europa (44 - 62° N, 10° W - 20° O) im Jahresmittel (1973) abgelagerte Schadstoffmenge aufgrund kontinuierlicher Emissionen an den Stationen Hannover bzw. Stuttgart (s. Abb. 4.11 und 4.12), so zeigt sich, daß am norddeutschen Standort Hannover die größten Schadstoffmengen pro m² östlich der Quelle abgelagert werden, während in Stuttgart hohe Ablagerungsfaktoren rund um die Quelle, mit einem Schwerpunkt im Südosten zu finden sind. Insgesamt stellt man bei einem Standortvergleich fest, daß die Flächen mit relativ hohen Ablagerungsfaktoren im Umkreis von Stuttgart annähernd dieselbe Größe haben wie im Umkreis von Hannover. Der die Strömung blockierende Effekt der Alpen zeigt sich in der Drängung der Linien konstanten Ablagerungsfaktors in südöstlicher bzw. südsüdöstlicher Richtung der Emittenten an den Standorten Stuttgart und Hannover. Tabelle 4.7 zeigt die relative Abnahme einer zu einem bestimmten Zeitpunkt an den Standorten Hannover und Stuttgart freigesetzten Schadstoffmenge, getrennt berechnet für die Sommer- und Wintermonate. Dabei zeigt sich, daß im Mittel ca. 18 % der ursprünglich freigesetzten Schadstoffmenge (Aerosole) in 400 km Entfernung vom Standort Hannover über die trockene und nasse Deposition aus der Atmosphäre verschwinden. Im 400 km Umkreis der Station Stuttgart dagegen sind es ca. 23 %. Signifikante Un-}

^{+) Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsrichtungen in verschiedenen Entfernungen von Emittenten}

^{++) Unter einer Trajektorie versteht man den Weg, den ein freigesetztes Schadstoffvolumen im Laufe der Zeit zurücklegt.}

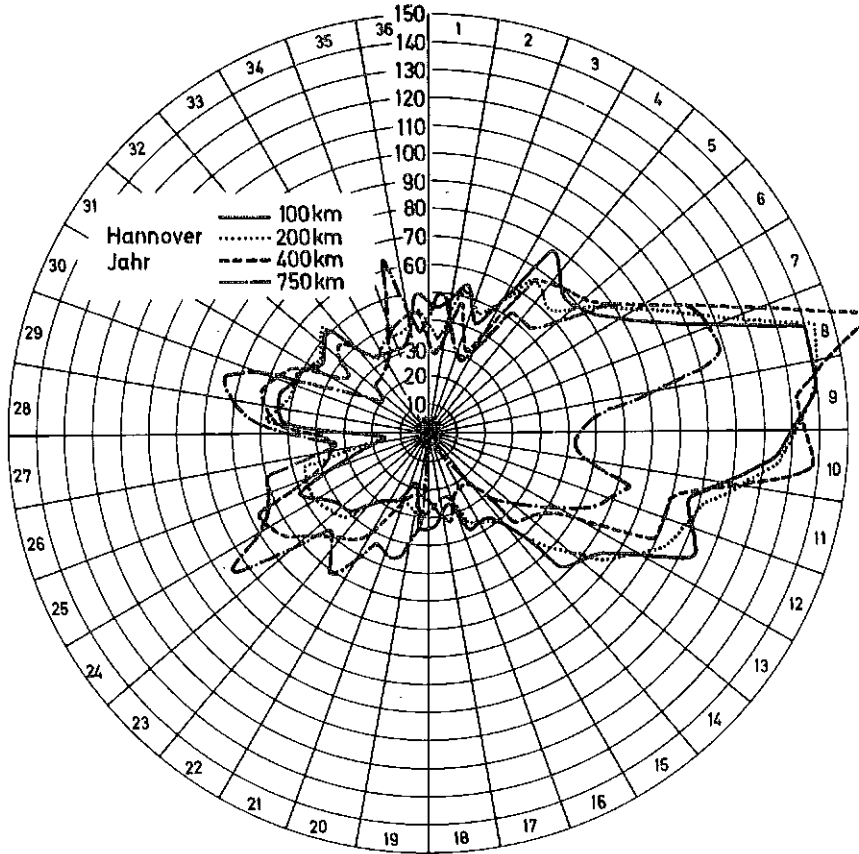


Abb. 4.9 Trajektorienrose für die Station Hannover

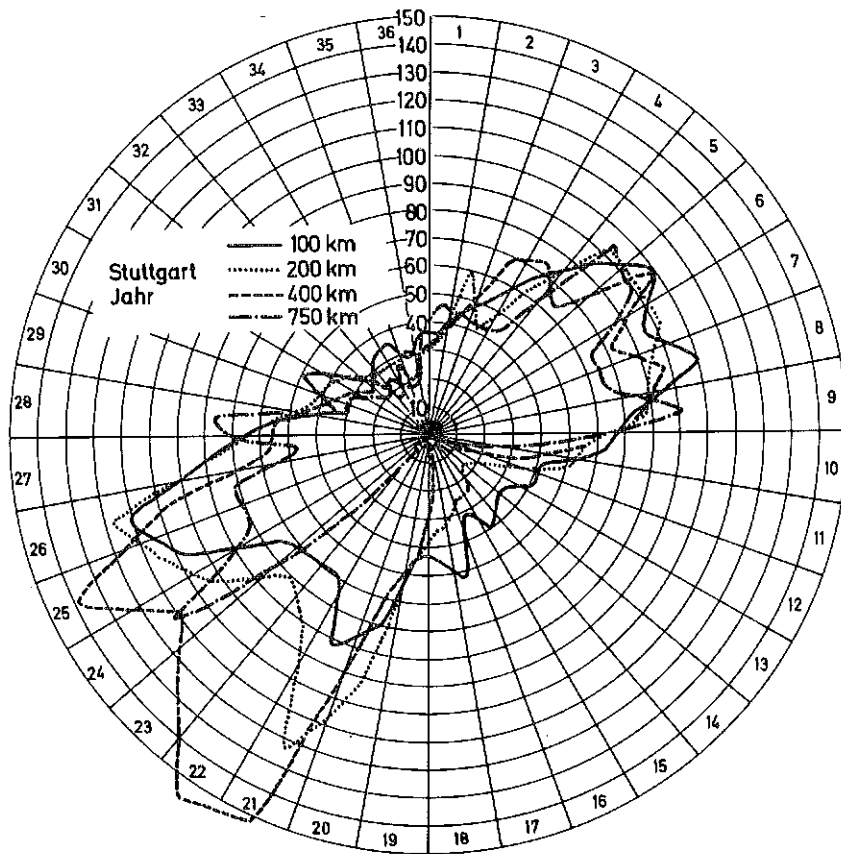


Abb. 4.10 Trajektorienrose für die Station Stuttgart

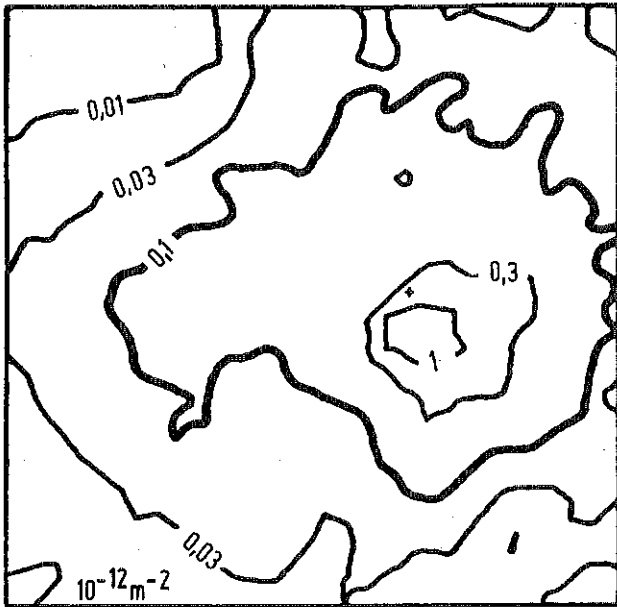
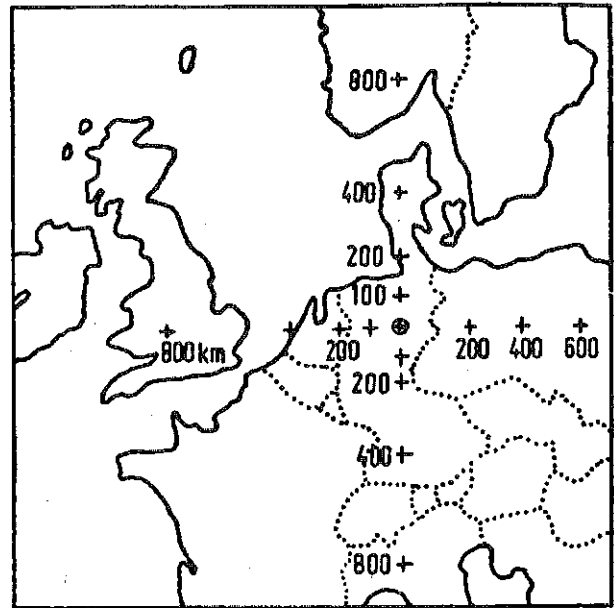


Abb. 4.11



Quelle Hannover
Kaminhöhe 200 m

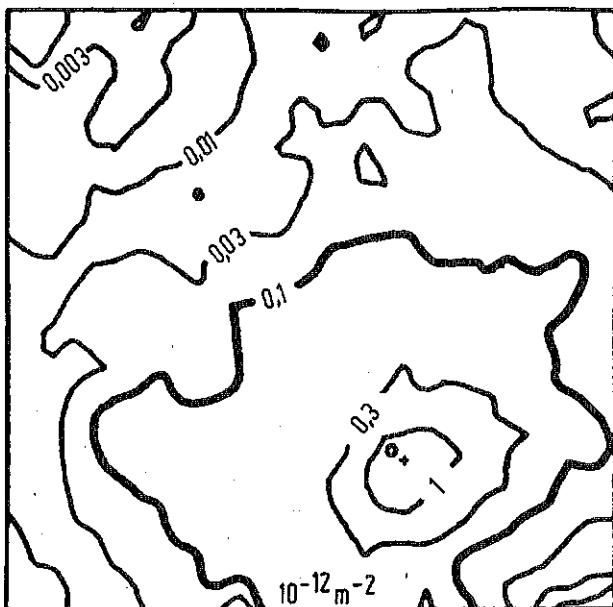
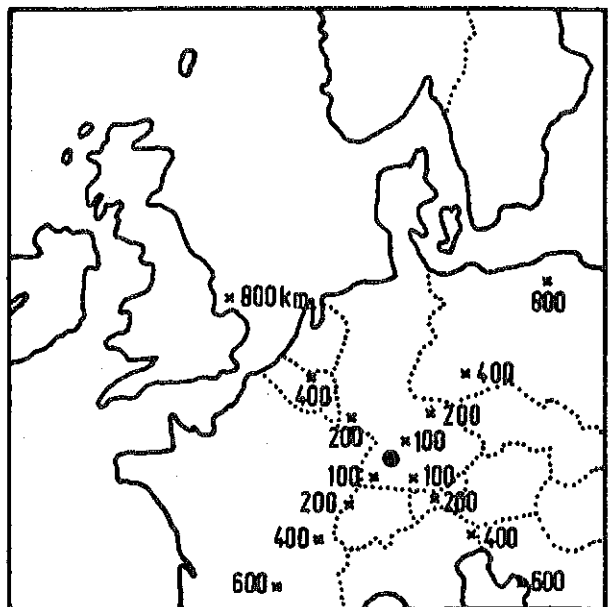


Abb. 4.12



Quelle Stuttgart
Kaminhöhe 200 m

Abb. 4.11 -4.12 Mittlere jährliche Ablagerung von Aerosolen über die trockene und nasse Deposition aus Freisetzungen an den Standorten Hannover und Stuttgart

terschiede zwischen den Stationen Hannover und Stuttgart stellt man erst fest, wenn man an beiden Standorten das Verhältnis von nasser zu trockener Ablagerung vergleicht (s. Tab. 4.8). Während am Standort Hannover mit zunehmender Entfernung von der Quelle die naß abgelagerte Schadstoffmenge gegenüber der trocken abgelagerten zunimmt, d.h. die nasse Deposition zunehmend an Bedeutung gewinnt, nimmt das Verhältnis von nasser zu trockener Ablagerung mit zunehmender Quellentfernung von der Station Stuttgart ab.

Jahreszeitliche Unterschiede der Schadstoffablagerung ergeben sich, wie Modellrechnungen für die Stationen Hannover und Stuttgart im Nahbereich zeigen, insbesondere aufgrund der erhöhten Niederschläge während der Sommermonate (vgl. Tab. 4.6). Allgemein kann man feststellen, daß jahreszeitliche Unterschiede umso ausgeprägter sind, je kontinentaler die klimatischen Verhältnisse in der betrachteten Region sind (s. Kap. 4.1). Daher werden im folgenden die jahreszeitlichen Unterschiede bezüglich des weiträumigen Schadstofftransports und der Schadstoffablagerung am Beispiel des Standorts Stuttgart näher erläutert. Abb. 4.13 und 4.14 geben die Häufigkeiten an, mit der Trajektorien imaginäre Kreise in unterschiedlicher Entfernung von der Quelle in wohldefinierter Richtung überqueren. Bei einem Vergleich der Sommer- und Winterwerte stellt man fest, daß im Sommer in mehr als 50 Fällen Trajektorien den 100 km Umkreis um die Quelle in Richtung Westsüdwesten und Südwestsüden überqueren, während die bevorzugten Richtungen im Winter Osten und Nordosten sind. In 400 km Quellentfernung liegt das Maximum (> 100 Fälle) in Richtung Südwestsüden im Sommer und im Winter in Richtung Ostnordosten. Der Vergleich von Abbildung 4.15 B und C zeigt die unterschiedliche Schadstoffablagerung im Sommer und Winter. Dabei ist zu beachten, daß die Fläche mit Ablagerungsfaktoren größer gleich 10^{-13} m^{-2} im Sommer deutlich größer ist als im Winter und sich weit nach Westen hin ausdehnt. Ablagerungsfaktoren größer als 10^{-13} m^{-2} findet man im Winter vorzugsweise im Nordosten und Osten der Quelle. Das Jahresmittel der Schadstoffablagerung erweist sich ähnlich dem Sommermittel (vgl. Abb. 4.15 A und B). Allein die verhältnismäßig hohen Ablagerungsfaktoren im Jahresmittel am Rande des Modellierungsgebietes rühren vom weiträumigen Transport während der Wintermonate her. Jahreszeitliche Unterschiede hinsichtlich der Massenbilanz betragen in 400 km Entfernung von der Quelle lediglich 3 % (vgl. Tab. 4.7). Während im Sommer durch nasse Ablagerung das 2,5-fache der über die trockene Deposition abgelagerten Aerosolmenge im 100 km Umkreis depo-

Tabelle 4.7: Effektive Quellstärke in unterschiedlicher Entfernung von der Quelle

Schadstoff	Entfernung von der Quelle	Aerosole		reaktives Schadgas	
		Kaminhöhe:		Kaminhöhe:	
		200 m	200 m mit thermischem Auftrieb	200 m	200 m mit thermischem Auftrieb
Hannover Sommer	100 km	0,94	0,96	0,72	0,81
	200 km	0,90	0,92	0,56	0,67
	400 km	0,82	0,84	0,39	0,49
	750 km	0,72	0,75	0,25	0,34
Hannover Winter	100 km	0,95	0,96	0,75	0,82
	200 km	0,91	0,92	0,61	0,69
	400 km	0,83	0,86	0,44	0,52
	750 km	0,74	0,77	0,27	0,35
Stuttgart Sommer	100 km	0,91	0,93	0,65	0,75
	200 km	0,84	0,87	0,49	0,59
	400 km	0,76	0,79	0,34	0,43
	750 km	-	-	-	-
Stuttgart Winter	100 km	0,92	0,94	0,68	0,77
	200 km	0,86	0,89	0,53	0,64
	400 km	0,79	0,82	0,39	0,48
	750 km	-	-	-	-

Tabelle 4.8: Das Verhältnis von naß zu trocken abgelagerter Schadstoffmenge

Schadstoff	Entfernung von der Quelle	Aerosole		reaktives Schadgas	
		Kaminhöhe:		Kaminhöhe:	
		200 m	200 m mit thermischem Auftrieb	200 m	200 m mit thermischem Auftrieb
Hannover Sommer	100 km	1,40	3,38	0,58	1,38
	200 km	1,40	2,62	0,57	1,09
	400 km	1,69	2,53	0,64	1,04
	750 km	1,94	2,57	0,71	1,01
Hannover Winter	100 km	2,14	4,59	0,88	1,81
	200 km	2,14	3,86	0,85	1,48
	400 km	2,29	3,48	0,87	1,33
	750 km	2,55	3,45	0,93	1,31
Stuttgart Sommer	100 km	2,52	6,09	0,91	2,29
	200 km	2,46	4,66	0,82	1,70
	400 km	2,39	3,64	0,77	1,33
	750 km	-	-	-	-
Stuttgart Winter	100 km	2,93	7,04	1,13	2,56
	200 km	2,75	5,44	0,97	1,90
	400 km	2,37	3,71	0,83	1,39
	750 km	-	-	-	-

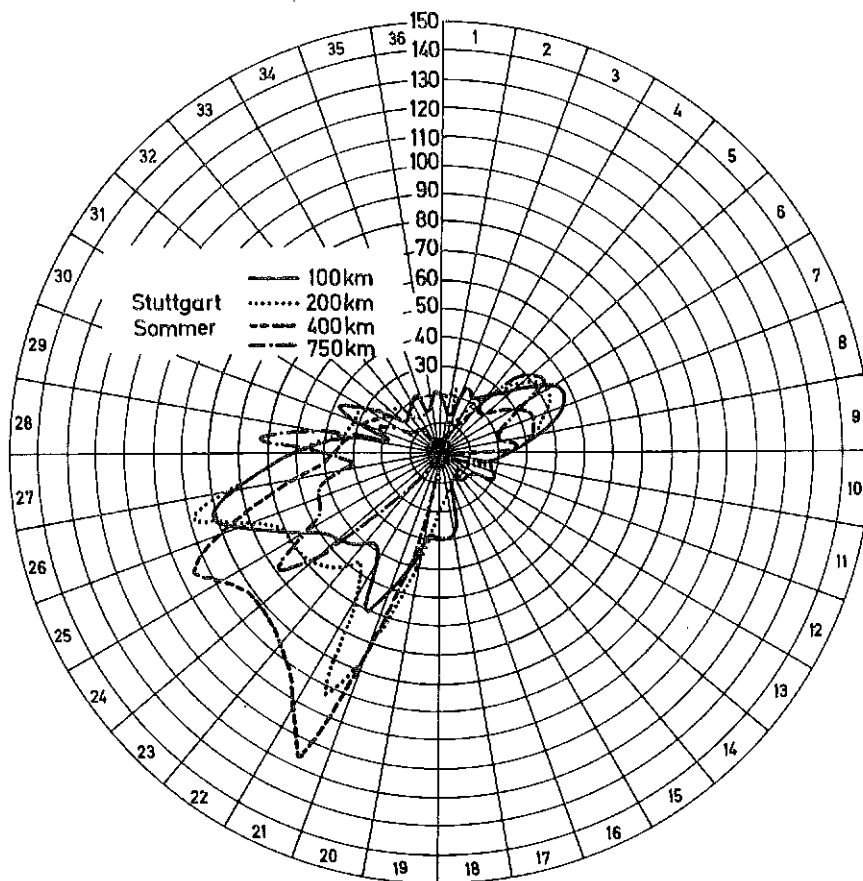


Abb. 4.13 Trajektorienrose des Sommerhalbjahres an der Station Stuttgart

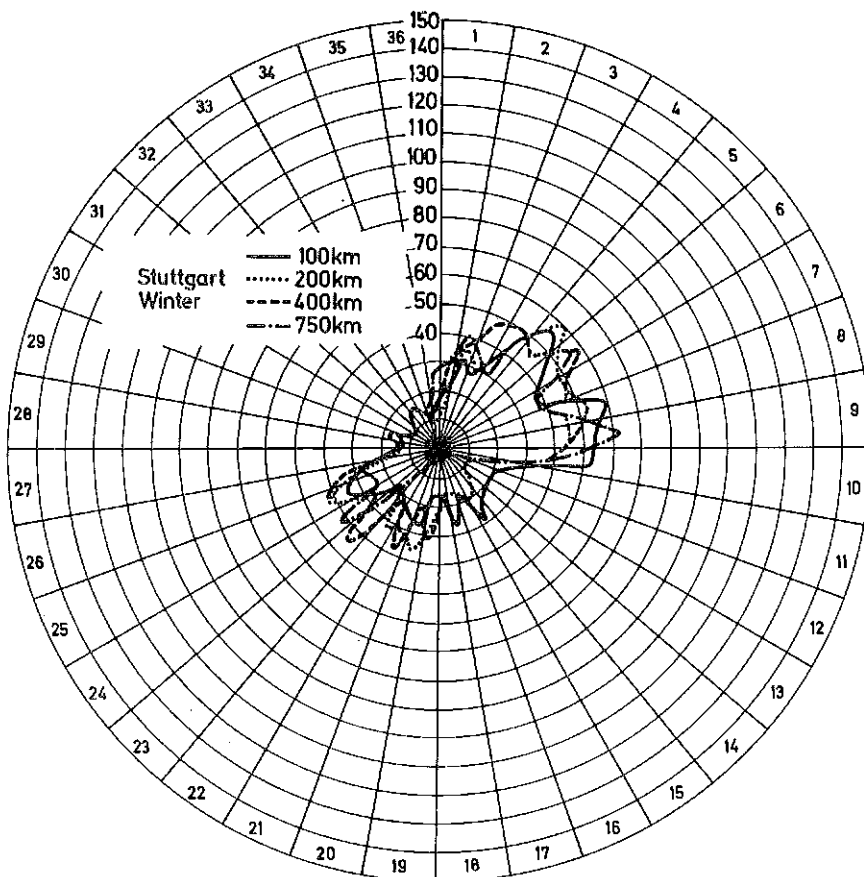
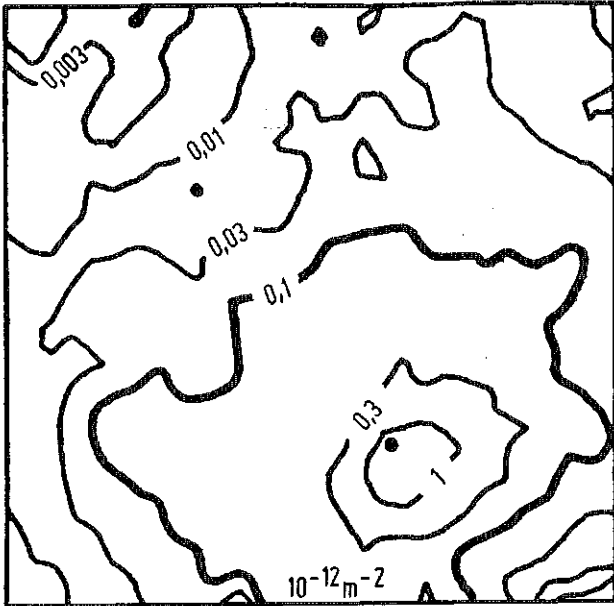
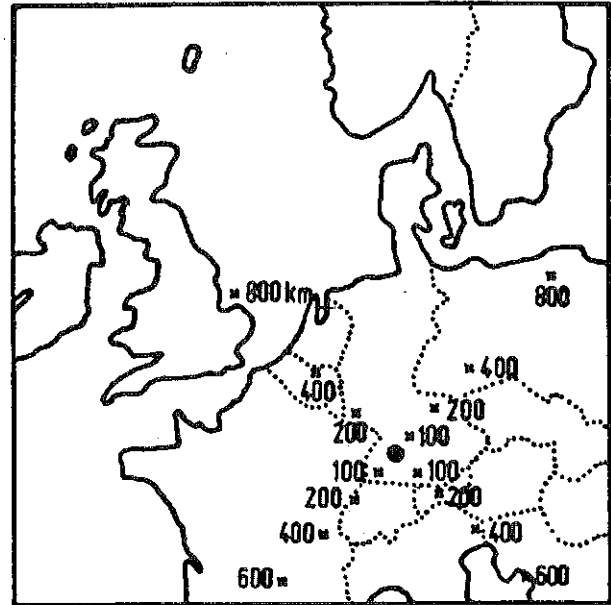


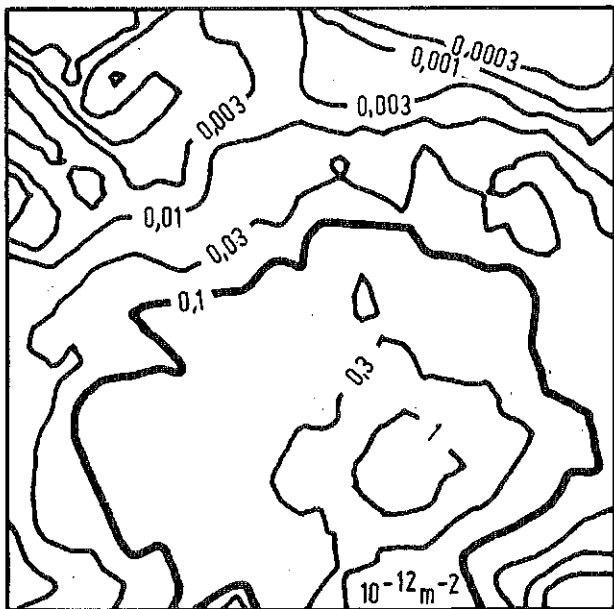
Abb. 4.14 Trajektorienrose des Winterhalbjahres an der Station Stuttgart



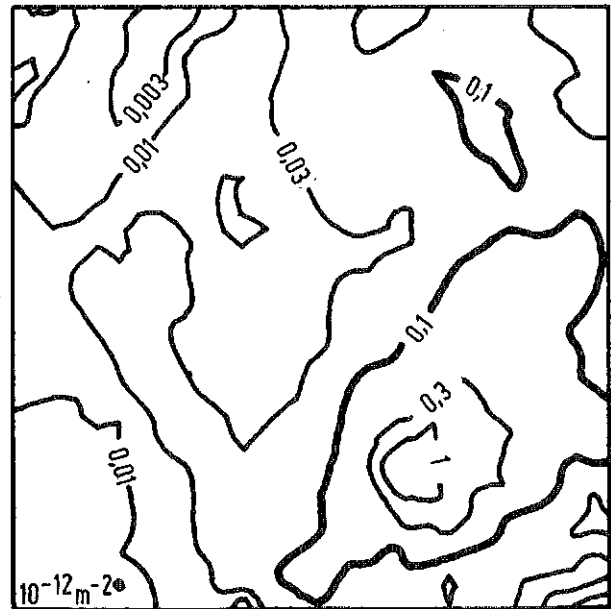
A) Mittlerer jährlicher Ablagerungsfaktor



Quelle Stuttgart
Kaminhöhe 200 m



B) Mittlerer Ablagerungsfaktor
im Sommerhalbjahr



C) Mittlerer Ablagerungsfaktor
im Winterhalbjahr

Abb. 4.15 Ablagerung von Aerosolen über die trockene und nasse Deposition im Jahres- und Halbjahresmittel

niert wird, beträgt im Winter der nasse Ablagerungsfaktor das 2,9-fache des trockenen Ablagerungsfaktors (vgl. Tab. 4.8). Im Gegensatz zu den Berechnungen der Schadstoffablagerung im lokalen Bereich ergeben Rechnungen mit dem MESOS-Modell, daß bereits in 100 km Entfernung von der Quelle die nasse Deposition der bedeutendste Mechanismus zur Abreicherung von Aerosolen aus der Atmosphäre ist.

Jahreszeitliche Unterschiede findet man auch in der Schadstoffablagerung der Station Hannover, und sogar stärker ausgeprägt. Das Verhältnis von nassem zu trockenem Ablagerungsfaktor ist im Sommer deutlich kleiner als im Winter, jedoch stets größer als 1,0.

Standortspezifische, jahreszeitliche Effekte und die Bedeutung der nassen Ablagerung für Aerosole, freigesetzt aus einem 200 m hohen Kamin, wurden bislang untersucht. Im folgenden sei noch auf die Bedeutung der Kaminhöhe und der chemischen und physikalischen Eigenschaften des Schadstoffs in den Modellrechnungen zum weiträumigen Transport eingegangen. Ein Vergleich der effektiven Quellstärke in verschiedenen Entfernungen von der Quelle am Standort Stuttgart für Emissionen aus einem 200 m hohen Kamin ohne und mit Berücksichtigung des thermischen Auftriebs der Abluft, zeigt weder für Aerosole noch für reaktive Schadgase Unterschiede von mehr als 10 % (s. Tab. 4.7). Um so größer ist jedoch die Bedeutung der effektiven Kaminhöhe für das Verhältnis von nassem zu trockenem Ablagerungsfaktor (s. Tab. 4.8). Dieses Verhältnis beträgt im Sommer ca. 2,5 für Aerosole emittiert aus einem 200 m hohen Kamin in 100 km Entfernung und 6,1 unter Berücksichtigung eines thermischen Auftriebs (Wärmeinhalt ~ 70 MW), d.h. mit zunehmender Kaminhöhe gewinnt der Prozeß des Auswaschens von Schadstoffen aus der Atmosphäre an Bedeutung. Das Verhältnis von nassem zu trockenem Ablagerungsfaktor nimmt mit zunehmender Quellentfernung für Emissionshöhen größer als 200 m auch an der Station Hannover ab.

Bislang wurde die Ausbreitung und Ablagerung von Aerosolen, d.h. Luftbeimengungen mit sehr geringen Depositionsgeschwindigkeiten für die trockene Ablagerung und Ablagerungsraten für die nasse Deposition, behandelt. Die untersuchten Effekte jedoch treten häufig deutlicher in Erscheinung, wenn man die Ausbreitung und Ablagerung eines reaktiven Gases, wie z.B. Schwefeldioxid, untersucht (vgl. Tab. 4.7-4.8), wie bereits die Untersuchungen im lo-

kalen Bereich gezeigt haben. Allein das Verhältnis von nassem zu trockenem Ablagerungsfaktor ist bei den gewählten Parametern im Gegensatz zur Ablagerung von Aerosolen für reaktive Schadgase kleiner 1,0 für die Emissionen eines 200 m hohen Kamins und größer als 1, falls der thermische Auftrieb der Abluft berücksichtigt wird (s. Tab. 4.8).

Standortspezifische und jahreszeitliche Unterschiede der Schadstoffablagerung im regionalen Bereich wurden für kontinuierliche Emissionen an den Standorten Hannover und Stuttgart ausgeführt. Dabei wurden auch der Einfluß des Schadstoffs mit seinen chemischen und physikalischen Eigenschaften und der effektiven Kaminhöhe hinsichtlich des weiträumigen Transports aufgezeigt. Zieht man zur Beurteilung der einzelnen Effekte allein die effektive Quellstärke als Funktion der Quellentfernung heran (Tab. 4.7), so stellt man fest, daß Standortunterschiede zwischen Hannover und Stuttgart, jahreszeitliche Unterschiede sowie der Effekt der effektiven Kaminhöhe bezüglich des weiträumigen Transports vernachlässigbar (maximal im Bereich von 10 %) sind im Vergleich zu Unterschieden, hervorgerufen durch die chemischen und physikalischen Eigenschaften der freigesetzten Schadstoffe. Signifikante Standort- und jahreszeitliche Unterschiede ergibt der Vergleich von naß zu trocken abgelagerter Schadstoffmenge als Funktion der Quellentfernung (Tab. 4.8). Ein Vergleich der Schadstoffbelastung an den Standorten Hannover und Stuttgart zeigt größere Standortunterschiede, wenn man die abgelagerte Schadstoffmenge in den verschiedenen Richtungen um die Quellen untersucht.

5. Ergebnis einer Vergleichsrechnung für den Einsatz von Kohle und Kernenergie am Beispiel der Strahlenexposition

Im folgenden werden auf der Grundlage der beiden Konzepte

- Ortsexpositionswerte in der Umgebung der Anlagen (Kap. 5.1) und
- Kollektivexpositionswerte (Folgeexposition) im lokalen, regionalen und teilweise auch globalen Bereich (Kap. 5.2)

die Strahlenexpositionswerte beim Einsatz von Kohle und Kernenergie zur Stromerzeugung abgeschätzt und vergleichend gegenübergestellt. Wie bereits im Kap. 2.2 dargelegt, ist für vergleichende Risikobetrachtungen nur das Konzept der Kollektivexposition geeignet, da es zumindest für den Bereich der Wirkungen auf den Menschen eine Aussage über das Ausmaß des Gesamtschadens gestattet. Dies ist möglich, da dieses Konzept auf der Grundlage einer Gesamtbilanzierung der Schadstoffe in der räumlichen und zeitlichen Dimension beruht. Weiterhin läßt sich bei diesem Konzept bzw. bei den von diesem Konzept abgeleiteten Schadensindizes das Störfallrisiko von Anlagen in einer pauschalen Weise berücksichtigen. Die Ortsexpositionswerte sind nur soweit von Interesse, als Vergleiche mit offiziellen Grenzwerten durchgeführt werden können. Darüber hinaus sind Aussagen über die Anteile der einzelnen Expositionspfade (s. Kap. 2.2.1) an der Gesamtexposition (anlagenspezifische Unterschiede) in Abhängigkeit von der Entfernung und über die Höhe der Belastung in unterschiedlichen Entfernungen und Richtungen (räumliche Verteilung der Belastung in der Anlagenumgebung) von der Anlage möglich. Die Emissionswerte der Modellanlagen sind die in Kap. 3 zusammengestellten. Ergebnisse zur Kollektivexposition wurden von dem United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) publiziert (UNSCEAR, 1977). Die eigenen Abschätzungen beruhen auf diesen Ergebnissen, es wurden jedoch mitteleuropäische Standortbedingungen und, zur Berechnung der zulässigen Emissionen, technische Genehmigungsaufgaben, die in der Bundesrepublik Deutschland gelten, berücksichtigt. In (UNSCEAR, 1977) sind organ- bzw. teilkörperspezifische Expositionswerte angegeben. Vergleichsgrundlage für die eigenen Rechnungen sowohl bei den Orts- als auch bei den Kollektivexpositionswerten ist die effektive Folgedosis entsprechend (ICRP, 1978) mit Dosisfaktoren entsprechend (ICRP, 1979, 1980, 1981).

5.1 Vergleich der Strahlenexposition auf der Basis der Ortsexpositionswerte in der Umgebung der Anlagen

Die Rechnungen für die Ortsexpositionswerte aus den Emissionen der Modellanlagen wurden für die Ausbreitungsverhältnisse des Standorts Hannover durchgeführt. Dieser Standort wird als hinreichend repräsentativ für norddeutsche Verhältnisse angesehen und hat somit Modellcharakter für eine größere Region (Modellstandort). Die Rechnungen zur atmosphärischen Ausbreitung wurden mit einem "Gaußschen Rechenmodell" durchgeführt, das die horizontale und vertikale Ausbreitung der Schadstoffwolke mit Hilfe von Gaußfunktionen beschreibt. Da mit zunehmender Entfernung die Mischungsschichtobergrenze an Bedeutung für die Bestimmung der Schadstoffausbreitung gewinnt (Neumann, Halbritter, 1980), wurde diese bei den Rechnungen berücksichtigt. Trockene und nasse Schadstoffablagerungen wurden entsprechend den Annahmen aus (BMI, 1979) berechnet. Der Schadstofftransfer vom Boden zur Pflanze und über weitere Nahrungsketten zum Menschen wurde ebenfalls entsprechend den Modellannahmen und Daten aus (BMI, 1979) abgeschätzt. Die Ortsexpositionswerte aus den Abluftemissionen werden für die Hauptausbreitungsrichtung⁺), für den betrachteten Modellstandort ist dies die Ostrichtung, bis zu 100 km Entfernung von der Quelle dargestellt. Die Expositionen aus Abwasseremissionen wurden ebenfalls mit Modellen und Daten aus (BMI, 1979) berechnet. Für die mittlere Abflußmenge wurde der Wert $250 \text{ m}^3/\text{s}$ gewählt, dies entspricht in etwa einem mittleren Niedrigwasserabfluß der Elbe (Höhe Neu-Darchau) und der Donau (Höhe Hofkirchen), innerhalb der Bundesrepublik Deutschland hat nur der Rhein erheblich höhere Werte für den mittleren Niedrigwasserabfluß, so in der Höhe von Karlsruhe etwa $550 \text{ m}^3/\text{s}$ und in der Höhe von Köln etwa $870 \text{ m}^3/\text{s}$ (Buch, 1973). Modellanlagen sind die in Kap. 3.1 und 3.2 beschriebenen Kraftwerke und die Wiederaufarbeitungsanlage für abgebrannte Kernbrennstoffe. Bei den Kohlekraftwerken werden die beiden Feuerungstechniken Trocken- und Schmelzfeuerung, der Einfluß unterschiedlicher Emissionshöhen und der Einfluß des sog. thermischen Auftriebs der heißen Rauchgase, d.h. die durch den Wärmeinhalt der Rauchgase bedingte zusätzliche Emissionshöhe, untersucht. Bei dem Modellkernkraftwerk handelt es sich um einen Druckwasserreaktor. Für alle Anlagen wird die relative Bedeutung der verschiedenen Expo-

⁺) Unter Hauptausbreitungsrichtung wird hierbei die Richtung verstanden, in der, ausgehend vom Emissionspunkt, der Ort der maximalen Immission im Jahresmittel liegt.

sitionspfade diskutiert. Die Ergebnisse sind immer auf die erzeugte Strommenge von 1 GWe·a bezogen.

Die Rechnungen für das Kohlekraftwerk (Schmelzfeuerung) bei Annahme der unterschiedlichen Emissionshöhen von 100 m, 200 m und 200 m bei Berücksichtigung des thermischen Auftriebs (70 MW) liefern Expositionswerte zwischen 1 und 10 $\mu\text{Sv}/(\text{GWe}\cdot\text{a})$ im Nahbereich der Anlage (bis etwa 7 km) und zeigen damit Unterschiede von etwa einer Größenordnung (Abb. 5.1). Bei Entfernungen von über 10 km verringern sich die Unterschiede auf etwa den Faktor 2, bei 10 km ergeben sich Werte zwischen 0,4 und 0,7 $\mu\text{Sv}/(\text{GWe}\cdot\text{a})$. Bezüglich des thermischen Auftriebs kann angenommen werden, daß 10 % der thermischen Kraftwerksleistung über den Kamin abgegeben wird; der gewählte Wert von 70 MW für die thermische Emission entspricht damit einem 300 MWe-Kraftwerksblock. Der Hauptteil der Reduktion der Strahlenexposition wird durch die Erhöhung der Emissionshöhe von 100 auf 200 m verursacht, die Berücksichtigung des thermischen Auftriebs ergibt nur noch eine geringfügige Verringerung der Expositionswerte. Die von (Kolb, 1979) veröffentlichten hohen Expositionswerte für Kohlekraftwerke gingen von der Annahme 100 m Emissionshöhe ohne Berücksichtigung des thermischen Auftriebs aus. Realistische Annahme für ein Kohlegroßkraftwerk ist der Fall 200 m Emissionshöhe und Berücksichtigung des thermischen Auftriebs. Im Nahbereich des Kraftwerks ergeben sich dann Expositionswerte von 1 $\mu\text{Sv}/(\text{GWe}\cdot\text{a})$, die bis 100 km Entfernung auf etwa 0,04 $\mu\text{Sv}/(\text{GWe}\cdot\text{a})$ abfallen.

Ein Vergleich der beiden Feuerungstechniken - Schmelz- und Trockenfeuerung (Kap. 3.1) - wird in den Abbildungen 5.2, 5.3 und 5.4 dargestellt. Es werden dabei jeweils 200 m Emissionshöhe angenommen und der thermische Auftrieb berücksichtigt. Die Trockenfeuerung ergibt eine Reduktion der Expositionswerte im Nahbereich auf etwa 0,2 $\mu\text{Sv}/(\text{GWe}\cdot\text{a})$, die bis 100 km auf 0,02 $\mu\text{Sv}/(\text{GWe}\cdot\text{a})$ abfallen (Abb. 5.2). Ursache hierfür sind die im Emissionsdatensatz (Kap. 3.1) angegebenen niedrigeren Emissionswerte für die Nuklide Polonium-210 und Blei-210 jeweils im Vergleich zur Schmelzfeuerung. Für beide Feuerungstechniken werden die Beiträge der einzelnen Expositionspfade zur Gesamtexposition untersucht (Abb. 5.3 und 5.4). In beiden Fällen ist die Inhalation der bedeutendste Expositionspfad, gefolgt von der Ingestion und der γ -Bodenstrahlung, die allerdings nur von geringer Bedeutung ist. Der relative Anteil der Inhalation ist dabei im Falle der Trockenfeuerung größer als im

Falle der Schmelzfeuerung. Wesentliche Nuklide bei der Inhalation sind die Thoriumisotope Th-232, Th-230 und Th-228 mit jeweils 32, 14 und 10 % Expositionsanteil im Falle der Schmelzfeuerung und 37, 17 und 12 % Expositionsanteil im Falle der Trockenfeuerung. Von Bedeutung ist weiterhin das Uranisotop U-234 mit 17 bzw. 20 % für die Schmelz- bzw. Trockenfeuerung. Bei der Ingestion wird ein Großteil der Exposition von den Nukliden Blei-210 und Polonium-210 verursacht, bei der Schmelzfeuerung betragen die Anteile 56 und 34 % und bei der Trockenfeuerung 40 und 14 %. Bei der Trockenfeuerung sind darüber hinaus noch die Radiumisotope Ra-226 und Ra-228 mit 20 und 16 % Anteil an der Gesamtexposition zu erwähnen. Die γ -Bodenstrahlung wird fast ausschließlich durch das Isotop Kalium-40 verursacht. Die oben genannten Prozentzahlen gelten für eine Entfernung von 10 km von der Emissionsquelle.

Die Ortsexpositionswerte für die beiden wesentlichen Anlagen des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs, das Modell-Kernkraftwerk (DWR) und die Modell-Wiederaufarbeitungsanlage beruhen auf den gleichen Rechenmodellen und Ausgangsannahmen wie diejenigen für ein Modell-Kohlekraftwerk. Neben den Abluft- wurden in diesem Fall auch die Abwasseremissionen berücksichtigt. Normiert auf 1 GWe·a zeigen beide Anlagen ähnliche Expositionswerte (Abb. 5.5). Bei den Abluftexpositionen werden für das Kernkraftwerk im Nahbereich der Anlage Werte von etwa $1 \mu\text{Sv}/(\text{GWe}\cdot\text{a})$ erhalten, die dann bis 100 km Entfernung rasch bis auf etwa $0,003 \mu\text{Sv}/(\text{GWe}\cdot\text{a})$ abfallen. Die Abluftemissionen der Wiederaufarbeitungsanlage ergeben im Nahbereich geringere Expositionswerte; sie betragen etwa $0,2 \mu\text{Sv}/(\text{GWe}\cdot\text{a})$, fallen bis 100 km Entfernung jedoch nur auf etwa $0,008 \mu\text{Sv}/(\text{GWe}\cdot\text{a})$ ab. Der unterschiedliche Verlauf der Expositionswerte wird verursacht von den unterschiedlichen Emissionshöhen, für das Kraftwerk 100 m und für die Wiederaufarbeitungsanlage 200 m, und, in wesentlich stärkerem Umfang, durch den noch zu erläuternden unterschiedlichen Einfluß der einzelnen Expositionspfade (Abb. 5.6 und 5.7). Die Expositionen aus Abwasseremissionen zeigen wiederum für beide Anlagentypen, das Modell-Kernkraftwerk und die Modell-Wiederaufarbeitungsanlage, Werte der gleichen Größenordnung. Sie betragen etwa $0,4$ bzw. $0,3 \mu\text{Sv}/(\text{GWe}\cdot\text{a})$. Diese Werte kommen ausschließlich über den Ingestionspfad zustande, der Einfluß der einzelnen Transferrouen wie Nuklid Aufnahme mit aufbereitetem Flußwasser als Trinkwasser, mit dem Verzehr von Flußfisch oder mit dem Genuß von mit Flußwasser berieselten pflanzlichen Nahrungsmitteln sind jedoch sehr unterschiedlich.

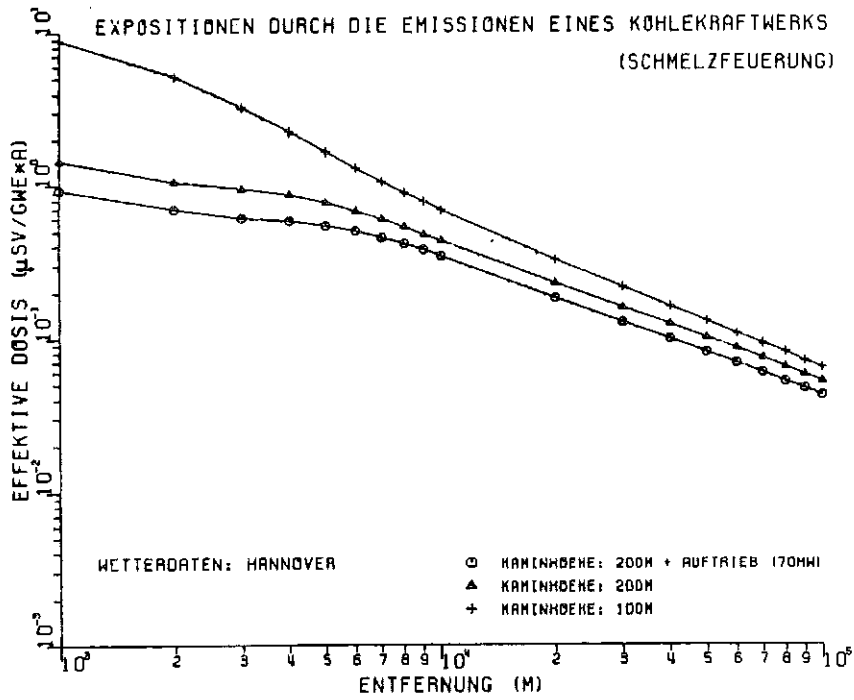


Abb. 5.1: Effektive Dosis aus Emissionen eines Modell-Kohlekraftwerks (Schmelzfeuerung) für verschiedene Kaminhöhen und für norddeutsche Standortbedingungen

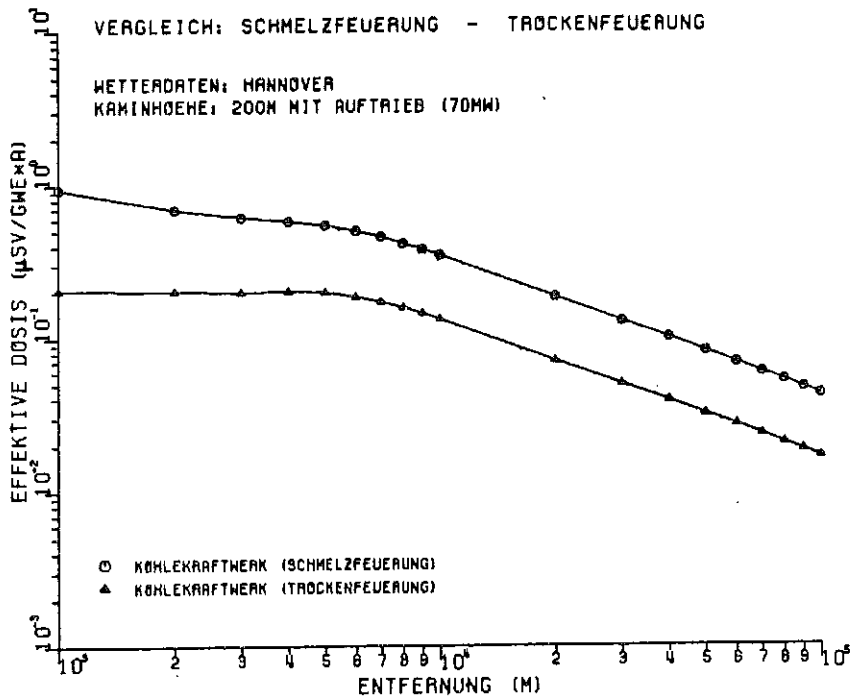


Abb. 5.2: Effektive Dosis aus Emissionen von Modell-Kohlekraftwerken mit verschiedenen Feuerungstechniken (Schmelz- und Trockenfeuerung) und für norddeutsche Standortbedingungen

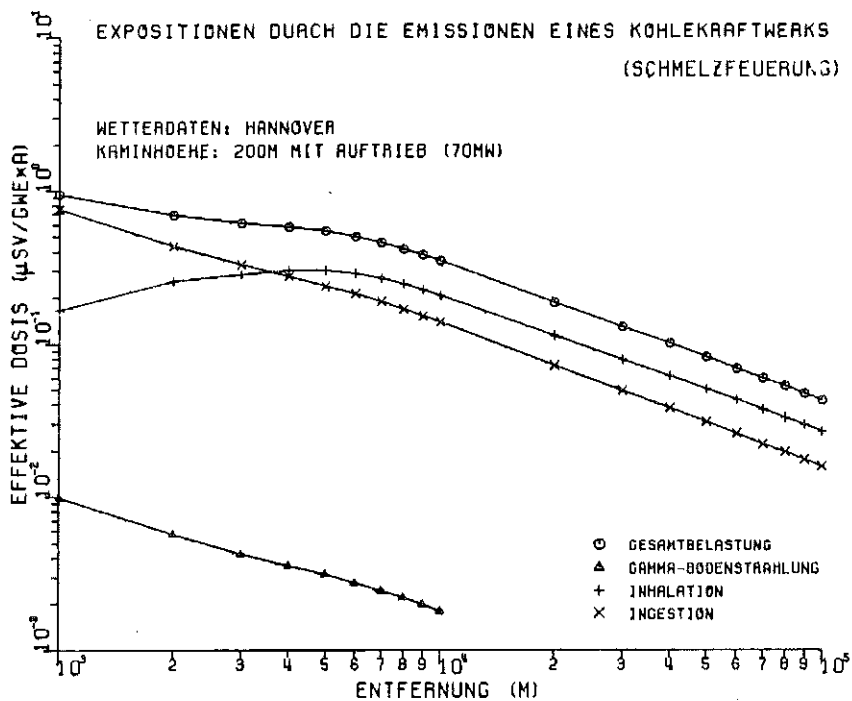


Abb. 5.3: Beitrag der verschiedenen Expositionspfade zur Gesamtexposition für das Modell-Kohlekraftwerk (Schmelzfeuerung)

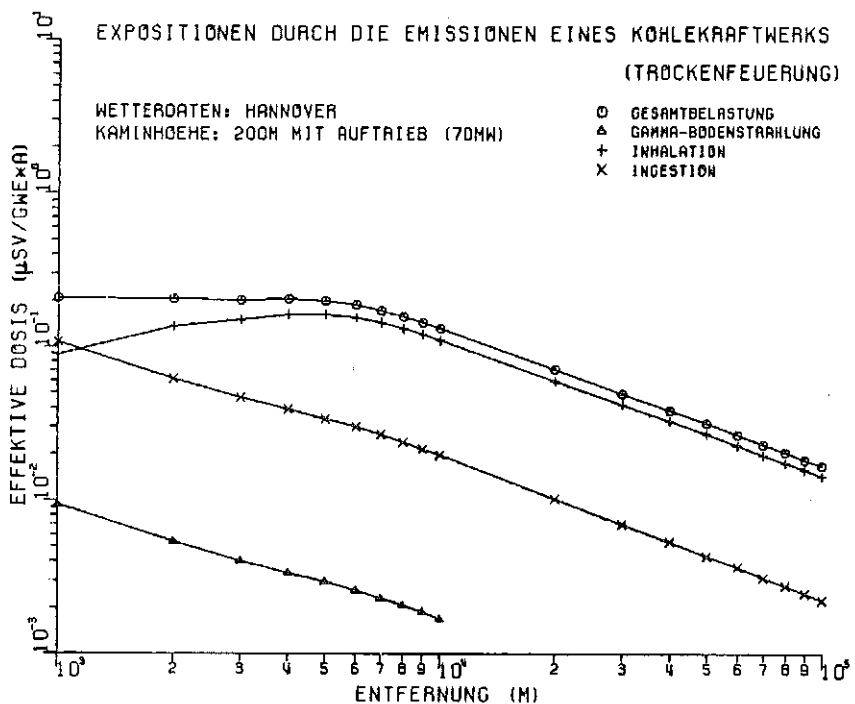


Abb. 5.4: Beitrag der verschiedenen Expositionspfade zur Gesamtexposition für das Modell-Kohlekraftwerk (Trockenfeuerung)

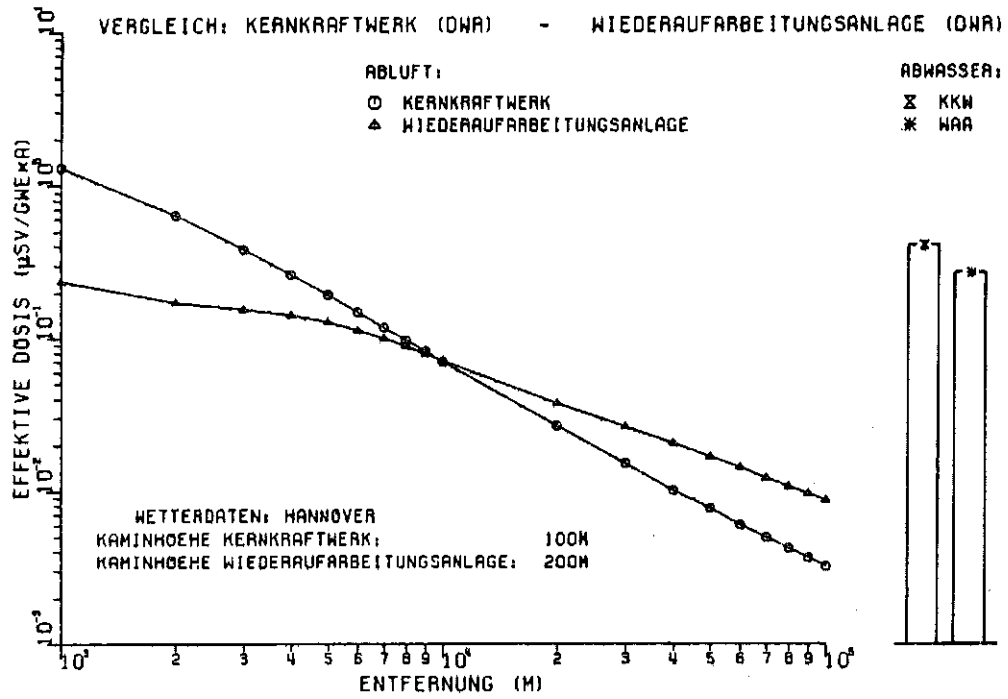


Abb. 5.5: Effektive Dosis aus Emissionen eines Modell-Kernkraftwerks (DWR) und einer Modell-Wiederaufbereitungsanlage für norddeutsche Standortbedingungen

In Abb. 5.6 und 5.7 ist der Einfluß der verschiedenen Expositionspfade und Transferrouten dargestellt. Für die Expositionen aus den Abluftemissionen des Kernkraftwerks (Abb. 5.6) ist die γ -Submersion der einflußreichste Expositionspfad, hauptsächlich verursacht durch die beiden kurzlebigen γ -Strahler Krypton-88 ($T_{1/2} = 2,8$ h) und Xenon-133 ($T_{1/2} = 5,2$ d) mit etwa 40 % und 30 % Anteil⁺⁾. Der Expositionsanteil durch γ -Submersion ist durch relativ raschen Abfall mit zunehmender Entfernung gekennzeichnet, daher wird der Ingestionsanteil mit zunehmender Entfernung von immer größerer Bedeutung. Er wird hauptsächlich von den Kohlenstoff-14-Emissionen verursacht (etwa 80 %). Von gewisser Bedeutung ist darüber hinaus die γ -Bodenstrahlung, die im wesentlichen durch Kobalt-60 hervorgerufen wird. Der Expositionsanteil durch Inhalation ist beim Kernkraftwerk vernachlässigbar. Bei den Expositionen aus Abwasseremissionen beträgt der Anteil durch Fischverzehr, durch Verzehr pflanzlicher Produkte und durch Trinkwasseraufnahme jeweils 34 %, 25 % und 18 %. Die beiden Cäsiumisotope Cäsium-137 und Cäsium-134 sind dabei von vorrangigem Einfluß. Die Expositionen aus Abluftemissionen einer Wiederaufarbeitungsanlage werden fast ausschließlich von dem Ingestionsanteil bestimmt, die γ -Submersion ist vernachlässigbar. Die unterschiedliche Bedeutung der einzelnen Expositionspfade beim Kernkraftwerk und bei der Wiederaufarbeitungsanlage wird dadurch verursacht, daß bei der Wiederaufarbeitungsanlage nach den angenommenen 7 Jahren Kühlzeit für die abgebrannten Brennelemente die gesamte kurzlebige Aktivität, hauptsächlich γ -Aktivität, abgeklungen ist und nur noch Nuklide mit relativ langen Halbwertszeiten vorliegen, deren Zerfall meist nur mit schwachenergetischer γ -Strahlung verbunden ist. Wesentliche Nuklide beim Ingestionspfad sind dabei Kohlenstoff-14 mit über 40 % Anteil, Jod-129 mit etwa 26 % Anteil, Tritium mit etwa 15 % Anteil und Strontium-90 mit etwa 11 % Anteil. Der Inhalationsanteil der Exposition, der etwa 30 % zur Gesamtexposition beiträgt, wird hauptsächlich durch die Aktinidenisotope Plutonium-238 mit etwa 30 % Anteil, Plutonium-241 mit etwa 20 % Anteil und Americium-241 mit etwa 16 % Anteil verursacht. Von gewisser Bedeutung ist darüber hinaus noch die γ -Bodenstrahlung, die zu über 50 % von Cäsium-137 und weiterhin zu etwa 35 % von Jod-129 verursacht wird. Bei den Abwasseremissionen tragen im Fall der Wiederaufarbeitungsanlage die Trinkwasseraufnahme mit 45 % Anteil und der Verzehr pflanzlicher Produkte mit fast 30 % Anteil zur Gesamtexposition bei. Das wesentliche Nuklid ist dabei Tritium.

⁺⁾ Dabei wurde der radioaktive Zerfall während der Ausbreitung nicht berücksichtigt.

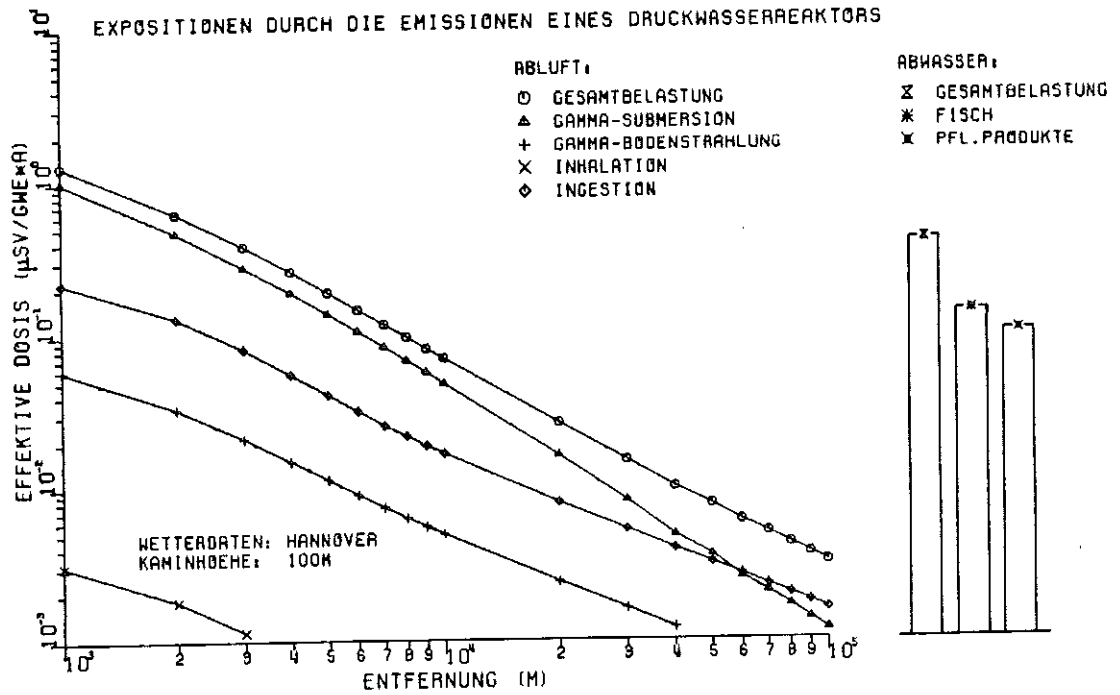


Abb. 5.6: Beitrag verschiedener Expositionspfade zur Gesamtexposition für das Modell-Kernkraftwerk

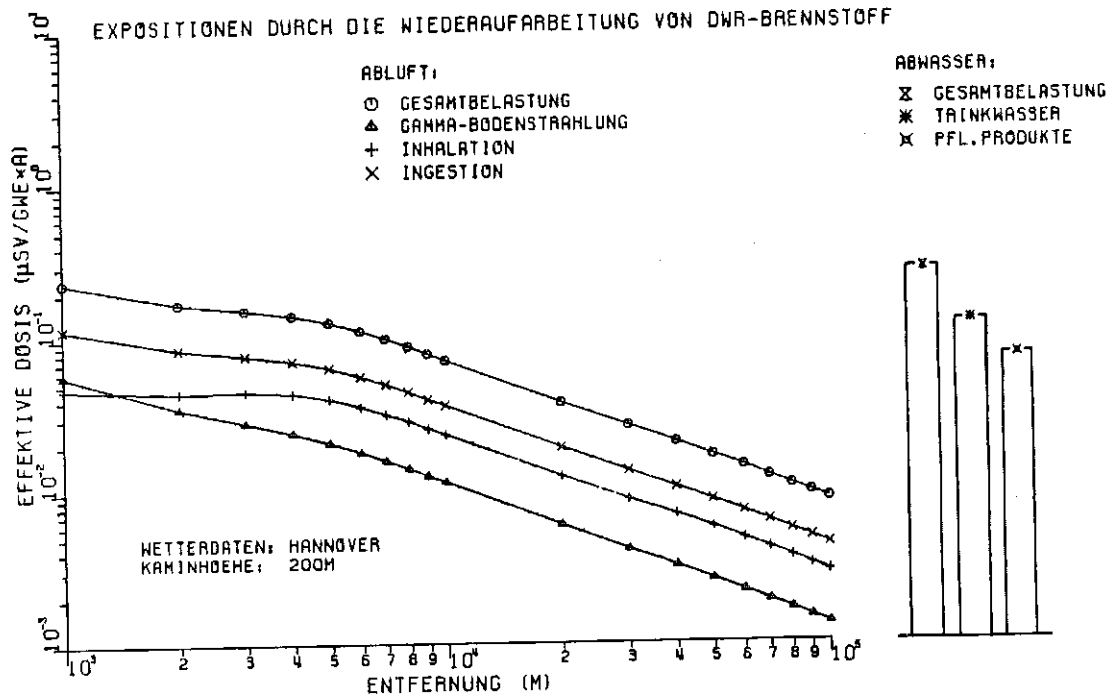


Abb. 5.7: Beitrag verschiedener Expositionspfade zur Gesamtexposition für die Modell-Wiederaufarbeitungsanlage

Es muß betont werden, daß die dargestellten Anteile einzelner Expositionspfade und Transferrouen nur für die hier behandelte effektive Dosis gelten. Für einzelne Organe und Körperteile, wie die Schilddrüse und die Knochen, werden andere Werte erhalten.

Die dargestellten Expositionsergebnisse der Energieumwandlungstechniken "Kohle" und "Kernenergie" gestatten einen unmittelbaren formalen Vergleich, der, wie im Kap. 2.2 beschrieben, für vergleichende Risikoassagen ungeeignet ist. Bei den Abluftemissionen ergibt das Kohlekraftwerk insgesamt geringfügig höhere Expositionswerte als die untersuchten kerntechnischen Anlagen; Expositionen aus radioaktiven Abwasseremissionen werden für das Kohlekraftwerk aber überhaupt nicht erhalten. Dieser Vergleich wird häufig mit dem Einwand kommentiert, bei den Emissionen der Kohlekraftwerke handelt es sich um natürliche Radioaktivität, die ohnehin auf der Erde vorhanden sei, und im Falle der Kernkraftemissionen um künstliche, die eine Problematik darstelle. Dieser Einwand ist insofern irrelevant, als die Schäden durch Expositionen mit radioaktiven Strahlen aus natürlichen und künstlichen Quellen die gleichen sind. Sowohl beim Kohle- als auch beim Uranabbau wird weiterhin sicher endgelagerte natürliche Radioaktivität einmal direkt oder, bei dem Einsatz in Kernkraftwerken nach Umwandlung in kurzlebige Spaltprodukte und z.T. auch langlebige Aktiniden in sog. ökologische Kreisläufe gebracht.

Zu erwähnen ist noch die große Bedeutung des Ingestionspfades für den Gesamtwert der Strahlenexposition. Dies weist darauf hin, daß sich die Umweltproblematik verlagert von dem Problem atmosphärischer Immissionen und den daraus folgenden Expositionen zu längerfristigen Akkumulationen in Umweltmedien, wie dem Boden und dem Transfer über sog. Nahrungsketten, die auch häufig zur menschlichen Nahrung führen. Diese Problematik besteht nicht nur für die Radionuklide, sondern auch für Schwermetalle und andere Schadstoffe. Die bisherigen Umweltschutzregelungen für chemische Schadstoffe haben Immissionsminderungen in der unmittelbaren Umgebung der Quelle erreicht, die Schadstoffanreicherung über Nahrungsketten, die möglicherweise erst mittel- bis langfristig als kritischer Wert in Erscheinung treten wird, ist jedoch bisher meist nicht genügend berücksichtigt.

5.2 Vergleich der Strahlenexposition auf der Basis von Kollektivexpositions- onswerten

Da die Ortsdosisraten in der Umgebung der Anlagen nur ein sehr unzureichendes Maß für die aus der Strahlenexposition resultierenden Gesundheitsschäden darstellen, werden die Vergleichsrechnungen auf der Basis des beschriebenen Konzepts der kollektiven Folgeexposition durchgeführt (Kap. 2.2.3). Solche Abschätzungen wurden vom United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) vorgestellt. In dem Bericht (UNSCEAR, 1977) wurden dabei auf der Grundlage von bekannten Emissionsdaten von in Betrieb befindlichen Anlagen die kollektiven Folgeexpositionswerte ermittelt. Es wurden der gesamte kerntechnische Brennstoffkreislauf und Kohlekraftwerke untersucht. Beim kerntechnischen Brennstoffkreislauf wurden dabei auch die innerbetrieblichen Strahlenexpositionen der Beschäftigten berücksichtigt. Den Werten aus (UNSCEAR, 1977) wurden Abschätzungen gegenübergestellt, die den neueren Kenntnisstand zur Exposition von Radionuklidemissionen aus Kohlekraftwerken und zum Emissionsverhalten von kerntechnischen Anlagen, insbesondere Reaktoren deutscher Bauart berücksichtigen (Kap. 3.2). So wurden bei den Abschätzungen im Gegensatz zu (UNSCEAR, 1977) für die Strahlenexposition aus Kohlekraftwerken auch das sehr bedeutende Radionuklid Polonium-210 berücksichtigt sowie die Expositionen über Inhalation für die Keimdrüsen und über Ingestion nach Ablagerung der Radionuklide auf der Pflanzenoberfläche. Die Abschätzungen des mittleren Emissionsverhaltens, z.B. von Druckwasserreaktoren deutscher Bauart für den Zeitraum von 1973 - 1977 zeigen erheblich geringere Emissionen im Vergleich zu den in (UNSCEAR, 1977) angegebenen. Da in (UNSCEAR, 1977) keine kollektive effektive Folgeäquivalentdosis angegeben ist, wurde für die nachfolgenden Vergleichszwecke die kollektive 500-Jahres-Folgeäquivalentdosis für die Keimdrüsen gewählt⁺). Die eigenen Abschätzungen wurden jedoch zusätzlich für die kollektive effektive 500-Jahresfolgedosis unter Berücksichtigung der Dosisfaktoren aus (ICRP, 1979, 1980, 1981) bzw. (ANS, 1979) durchgeführt.

⁺) In (UNSCEAR, 1977) ist nur die kollektive 500-Jahres-Energiefolgedosis in rad angegeben. Um Äquivalentdosiswerte zu erhalten, wurden die Energiedosiswerte für α -Strahlen daher entsprechend (ICRP, 1978) mit dem Qualitätsfaktor 20 multipliziert.

Bei den eigenen Abschätzungen fand eine weitgehende Orientierung an den Ausgangsannahmen aus (UNSCEAR, 1977) statt. Nur dort, wo diese Annahmen stark von mitteleuropäischen Verhältnissen abweichen, wurden sie modifiziert. So berücksichtigt (UNSCEAR, 1977) bei der Berechnung der Folgedosis im lokalen Bereich (bis 100 km) eine Besiedlungsdichte von 100 Personen/km², im regionalen Bereich (bis 1000 km) eine von 25 Personen/km² und eine Weltbevölkerung von im Augenblick 3 Mrd. Menschen in der nördlichen Hemisphäre und von 4 Mrd. insgesamt, die bei einer Wachstumsrate von 2 %/a bis zur Endbevölkerung von 10 Mrd. Menschen anwächst. Die eigenen Abschätzungen übernehmen diese Zahlen, nur bezüglich des lokalen und regionalen Anteils werden die Verhältnisse der Bundesrepublik Deutschland mit 250 Personen/km² zugrunde gelegt. Bei der Kollektivdosis für die Beschäftigten in den entsprechenden Anlagen handelt es sich bei den angegebenen Werten immer um die Strahlendosis, wie sie aus der Personenüberwachung erhalten wird. In (UNSCEAR, 1977) wird auf die Problematik hingewiesen, diese Dosiswerte zu interpretieren. Es wird die Übereinkunft getroffen, diese Werte als mittlere Ganzkörperdosiswerte anzusehen. Es ist dann wahrscheinlich, daß die so definierten Werte für einige Einzelorgane, wie z.B. die Keimdrüsen, eine Überschätzung darstellen.

Insgesamt werden die folgenden einzelnen Anlagen bzw. Stationen der kerntechnischen Brennstoffkreisläufe behandelt:

- Kohlekraftwerk (Emissionen)
- Kernkraftwerk (Emissionen)
- Kernkraftwerk (Beschäftigte)
- Uranerzgewinnung, Brennelementherstellung, Transport (Emissionen)
- Uranerzgewinnung, Brennelementherstellung, Transport (Beschäftigte)
- Wiederaufarbeitung (Emissionen)
- Wiederaufarbeitung (Beschäftigte)

In (UNSCEAR, 1977) wird zur Berechnung der kollektiven Folgeexposition für die Keimdrüsen aus den Emissionen von Kohlekraftwerken nur die Exposition durch Ingestion berücksichtigt, und hier wiederum nur der Anteil, der aus der Nuklidaufnahme aus dem Boden über die Wurzel in die Pflanze resultiert. Dabei wird davon ausgegangen, daß die gesamten emittierten Radionuklide sich

innerhalb eines Umkreises von 500 km um die Quelle mit den oberen 20 cm des Bodens gleichmäßig vermischen und so zu einer Erhöhung der Bodenkonzentration der natürlich vorhandenen Nuklide um einen bestimmten Prozentsatz führen. Aus der Erhöhung der Bodenkonzentration um einen bestimmten Betrag resultiert dann eine entsprechende Erhöhung der durch die Aufnahme von natürlichen Radionukliden mit der Nahrung verursachten Folgeexposition. Die kollektive 500-Jahres-Folgedosis (Keimdrüsen) über den Ingestionspfad wird in (UNSCEAR, 1977) mit etwa 0,6 Personen-Sv angegeben. Der Hauptbeitrag (0,4 Personen-Sv) kommt von Blei-210, weitere 0,1 Personen-Sv von Uran-238 (Tab. 5.1).

Ein großer Beitrag zur Ingestionsbelastung kommt jedoch bei nahezu allen Nukliden durch die Aufnahme von Radionukliden zustande, die sich auf der Pflanzenoberfläche abgelagert haben. In (BMI, 1979) wird davon ausgegangen, daß die gesamte, durch trockene Ablagerung (Fallout) zum Boden gelangende Nuklidmenge sich auf der Pflanzenoberfläche abgelagert und dort mit einer Verweilzeit von 14 Tagen verbleibt. Bei der durch nasse Ablagerung (Washout) zum Boden gelangenden Nuklidmenge wird angenommen, daß nur 20 % auf die Pflanzenoberfläche gelangen und dort mit einer Verweilzeit von ebenfalls 14 Tagen verbleiben. Eine Reduktion der Kontamination der Pflanzenoberfläche bei der Ernte bzw. bei der Nahrungszubereitung im Haushalt wird nicht berücksichtigt. Aus neuerer Literatur ist zu entnehmen, daß diese Annahmen sehr konservativ sind. So wird in der amerikanischen Richtlinie zur Berechnung der Strahlenexposition (USNRC, 1977) davon ausgegangen, daß bei Aerosolen 20 % der insgesamt abgelagerten Aktivität (Fallout und Washout) mit einer Verweilzeit von 14 Tagen auf der Pflanzenoberfläche verbleiben. Dieser Wert wird auch in (C.E.C., 1979) angegeben. Ein geringer Prozentsatz der auf der Pflanzenoberfläche abgelagerten Aktivität wird in die Pflanze, z.B. in die Frucht der Kartoffel, eingebaut. In (C.E.C., 1979) wird zusätzlich berücksichtigt, daß bei der Zubereitung der meisten Lebensmittel etwa 90 % der auf der Pflanzenoberfläche abgelagerten Aktivität abgewaschen wird. Für die eigenen Abschätzungen zum Folgedosisanteil durch direkte Schadstoffablagerung wurden daher nur 20 % der durch trockene und nasse Ablagerung auf den Pflanzen deponierten Schadstoffmenge für die Strahlenexpositionsrechnungen berücksichtigt. Die Rechnungen wurden mit dem Emissionsdatensatz des Modell-

Tabelle 5.1: Radionuklidemissionen und kollektive Folgedosis für Kohlekraftwerke

EMISSIONEN (mCi/GWe·a)			KOLLEKTIVE FOLGEDOSIS (PERSONEN-Sv/GWe·a)				
NUKLID	UNSCEAR 1977	EIGENE ABSCHÄTZUNG	UNSCEAR, 1977		EIGENE ABSCHÄTZUNG		
			KEIMDROSENDOSIS		EFFEKTIVE DOSIS		
			Ingestion	Inhalation	Ingestion	Inhalation	γ-Boden- strahlung
U-238	50	13	0,1	keine Angaben	0,001	0,08	
Th-234		7,3			-	-	
U-234		13			0,002	0,17	
Th-230		7,3			0,02	0,14	
Ra-226	10	9,4	0,01		0,08	0,005	
Pb-210	100	59	0,4		1,5	0,08	
Po-210		150			0,9	0,1	
Th-232	10	4,8	0,002	keine Angaben	0,03	0,3	
Ra-228	10	6,1	0,003		0,06	-	
Th-228	10	4,8			0,005	0,1	
Ra-224		6,1			0,003	0,003	
K-40	150	21,0	-		-	-	0,08
INSGESAMT			0,52		2,6	0,98	0,08
						3,66	

Kohlekraftwerks für den Fall Schmelzfeuerung (Kap. 3.1) durchgeführt. Für die effektive Folgedosis ergeben sich dann etwa 3,7 Personen-Sv/(GWe·a) (Tab. 5.1). Das Blei-210 hat dabei einen Anteil von etwa 43 % und das Polonium-210 von etwa 27 %. Mehr als zwei Drittel der Exposition werden durch die Ingestion und etwa ein Viertel durch Inhalation verursacht. Die γ -Submersion durch Kalium-40 hat mit 0,08 Personen-Sv/(GWe·a) nur einen vernachlässigbaren Anteil. Der vorherrschende Anteil des Ingestionspfads im Vergleich zum Inhalationspfad im Gegensatz zu den Ergebnissen der Ortsexpositionsrechnungen in Kap. 5.1 rührt von den beschriebenen sehr konservativen Annahmen her, daß sich die gesamte Schadstoffmenge im 500 km-Umkreis und in den obersten 20 cm während des Zeitraums von 500 Jahren akkumuliert. Neuere Veröffentlichungen weisen darauf hin, daß der Anteil der γ -Submersion anwächst, wenn die kurzlebigen Tochternuklide von Radium-224 berücksichtigt werden (Jacobi, 1981).

In Tabelle 5.2 sind die Emissionswerte und die daraus resultierenden kollektiven Folgedosen von Kernkraftwerken aus (UNSCEAR, 1977) eigenen Abschätzungen gegenübergestellt. Nach (UNSCEAR, 1977) verursachen die Abluft- und Abwasseremissionen eines Kernkraftwerks über alle Expositionspfade eine kollektive Folgedosis (Keimdrüsen) von etwa 5,6 Personen-Sv/(GWe·a), die eigenen Rechnungen ergeben einen Wert von etwa 1,6 Personen-Sv/(GWe·a) für die kollektive Folgedosis (effektiv). Den Hauptexpositionsbeitrag liefert in beiden Fällen das Isotop Kohlenstoff-14, das sich weltweit verteilt und aufgrund seiner langen Halbwertszeit über den betrachteten Zeitraum von 500 Jahren zur Kollektivexposition beiträgt. Ein weiterer großer Beitrag in den Abschätzungen nach (UNSCEAR, 1977) kommt von den Edelgasemissionen aus dem lokalen und regionalen Bereich. Die Reduktion der Folgedosiswerte für die eigene Abschätzung hat die folgenden Hauptursachen:

- Es wurden die Emissionen von Druckwasserreaktoren deutscher Bauart entsprechend Emissionsdatensatz Kap. 3.2 berücksichtigt. Diese Emissionen sind z.T. erheblich geringer als die Werte aus (UNSCEAR, 1977).
- Zur Bestimmung der globalen Verteilung von Kohlenstoff-14 wurde für die eigenen Abschätzungen ein aufwendigeres Modell berücksichtigt.

Tabelle 5.2: Radionuklidemissionen und kollektive Folgedosis für Kernkraftwerke

NUKLID	EXPOSITIONS- ANTEIL	RADIOAKTIVE EMISSIONEN (Ci/GWe·a)		KOLLEKTIVE FOLGEDOSIS (PERSONEN-Sv/GWe·a)		
		UNSCEAR, 1977	EIGENE ABSCHÄTZUNGEN	UNSCEAR, 1977 (KEIMDRÜSENDOSIS)	EIGENE ABSCHÄTZUNGEN (KEIMDRÜSENDOSIS)	(EFFEKTIVE DOSIS)
Kr, Xe, Ar	Abluft (lokal und regional)	1·10 ⁶	9400	2	0,09	0,09
H - 3		18000	45	0,04	0,001	0,001
C - 14		6,0	6	0,006	0,01	0,01
Cs, Co, Sr, Ru		7,0·10 ⁻²	7,0·10 ⁻²	0,03	0,03	0,03
H - 3	Abwasser (lokal und regional)	4000	400	0,3	0,03	0,03
Cs, Co, Mn, J		5,8	2,2	0,06	0,03	0,03
H - 3	Abluft und Abwasser (global)	16000 ⁺)	500	0,5	0,01	0,01
C - 14		6,0	6,0	2,7	1,35	1,35
INSGESAMT				5,64	1,55	1,55

+) In (UNSCEAR, 1977) sind für die globale Tritiumemission nur 16 000 Ci/GWe·a angegeben, obwohl die Summe aus Abluft- und Abwasseremission einen Wert von 22 000 Ci/GWe·a ergibt.

In (UNSCEAR, 1977) wird bei der Bestimmung der Emissionswerte von den in den Jahren 1970 - 1974 in der Welt betriebenen Kernkraftwerken - Druckwasser- und Siedewasserreaktoren, gasgekühlte-graphitmoderierte Reaktoren und Schwerwasserreaktoren - ausgegangen. Entsprechend der Anzahl der einzelnen Reaktortypen und der erzeugten Energie der einzelnen Reaktoren wird daraus ein normierter mittlerer Emissionsdatensatz erstellt.

Die weltweite Erhöhung der Kohlenstoff-14 (C-14)-Konzentration wurde in (UNSCEAR, 1977) mit Hilfe eines 5-Kompartiment-Modells des Kohlenstoffkreislaufs bestimmt. Daraus resultiert eine kollektive Folgedosis von 2,7 Personen-Sv/(GWe·a); dies ist etwa die Hälfte der o.g. Gesamtdosis. In (C.E.C., 1979) bzw. (Kelly, 1975) wird zur Bestimmung der weltweiten Verteilung des C-14 ein 9-Kompartiment-Modell zugrundegelegt, das im Gegensatz zu (UNSCEAR, 1977) eine Aufteilung und damit einen Austausch von Kohlenstoff-14 zwischen Nordhalbkugel und Südhalbkugel vornimmt. Mit diesem Modell wird eine Folgedosis von 1,4 Personen-Sv/(GWe·a) erhalten.

Beim Tritium wird die kollektive Folgedosis für die Weltbevölkerung durch einen Vergleich mit den Tritium-Emissionen bei den Kernwaffentests und deren weltweiter Verteilung bestimmt. Bei einer Emission von 16 000 Ci/(GWe·a)^{+) (Abluft und Abwasser) ergibt sich ein Wert von 0,5 Personen-Sv. Aufgrund der relativ kurzen Halbwertszeit von Tritium kommt der ganze Beitrag aus den ersten 50 Jahren. Die hohen Tritiumemissionen von 16 000 Ci/(GWe·a)^{+) entstehen in den Schwerwasserreaktoren, die bei der Erstellung der Emissionsdatensätze mit berücksichtigt wurden. Für deutsche Druckwasserreaktoren kann von einer Tritiumemission von etwa 500 Ci/(GWe·a) (Abluft und Abwasser) ausgegangen werden. Die kollektive Folgedosis für die Weltbevölkerung daraus beträgt etwa 0,01 Personen-Sv. Ein Modell für die weltweite Verteilung von Tritium in (C.E.C., 1979) bzw. (Kelly, 1975) geht demgegenüber davon aus, daß alle Tritiumemissionen, die als tritiiertes Wasser auftreten, sich unmittelbar in den oberen 75 m der Meere der nördlichen Halbkugel gleichmäßig verteilen. Anschließend erfolgt Austausch zwischen beiden Hemisphären und der Tiefsee. Aus dieser Verteilung ergibt}}

^{+) In (UNSCEAR, 1977) wird für die globale Verteilung von Tritium von einem Emissionswert von 16 000 Ci/(GWe·a) ausgegangen, obwohl die Summe aus Abluft- und Abwasseremission einen Wert von 22 000 Ci/(GWe·a) ergibt.}

sich bei einer Emission von 500 Ci/(GWe·a) eine Kollektivexposition von 0,001 Personen-Sv/(GWe·a). Dieser Wert unterschätzt jedoch die tatsächliche Dosis, da höhere Tritiumkonzentrationen in den Oberflächengewässern vor der vollständigen Vermischung einen Beitrag liefern, der nicht vernachlässigt werden kann. Die lokalen und regionalen Anteile der kollektiven Folgedosis durch Abluftemissionen von Tritium können im Vergleich zum globalen Anteil vernachlässigt werden. Für die Tritiumemissionen mit dem Abwasser gibt (UNSCEAR, 1977) eine kollektive Folgedosis im lokalen und regionalen Bereich von 0,3 Personen-Sv/(GWe·a) bei einer Emission von etwa 4000 Ci/(GWe·a) an. Bei einer Emission von 400 Ci/(GWe·a), dem langjährigen mittleren Emissionswert von DWR deutscher Bauart entsprechend, reduziert sich dieser Wert auf 0,03 Personen-Sv/(GWe·a).

In (UNSCEAR, 1977) sind Edelgasemissionen von $1,5 \cdot 10^4$ Ci/(GWe·a) für Druckwasserreaktoren, $1,1 \cdot 10^6$ Ci/(GWe·a) für Siedewasserreaktoren, $2,5 \cdot 10^4$ Ci/(GWe·a) für gasgekühlte-graphitmoderierte Reaktoren und zwischen $3 \cdot 10^3$ und $1,5 \cdot 10^6$ Ci/(GWe·a) für Schwerwasserreaktoren angegeben. Bei einer Emissionshöhe von 30 m ergibt sich daraus im Mittel über alle Reaktoren eine kollektive Folgedosis für den lokalen und regionalen Bereich, d.h. bis 1000 km, von 2 Personen-Sv/(GWe·a). Die Edelgasemissionen deutscher Druckwasserreaktoren betragen im Mittel über die Jahre 1973 - 1977 etwa 9000 Ci/(GWe·a) und liegen damit wesentlich niedriger als die im (UNSCEAR, 1977) angegebenen Werte. Mit dieser Edelgasemission ergibt sich eine kollektive Folgedosis von etwa 0,1 Personen-Sv.

In (UNSCEAR, 1977) wird ein Kollektivdosisanteil für die in Kernkraftwerken Beschäftigten von 10 Personen-Sv/(GWe·a) angegeben. Dieser Wert steht in guter Übereinstimmung mit eigenen Abschätzungen aus dem Kraftwerksbetrieb im Jahre 1979. So wird im Jahre 1979 eine mittlere Kollektivexposition von etwa 14 Personen-Sv/(GWe·a) erhalten für alle Kernkraftwerke einschließlich der Versuchskraftwerke (< 300 MW), ausgenommen Kraftwerk Stade, Kraftwerk Unterweser und Kraftwerk Phillipsburg, für die uns keine Werte zur Verfügung standen. Die kommerziellen Großkraftwerke, ohne Versuchskraftwerke, ergeben einen Wert von etwa 13 Personen-Sv/(GWe·a); wird das Kraftwerk Brunsbüttel, das keinen Strom erzeugte, ausgeklammert, ergibt sich ein Wert von etwa 10 Personen-Sv/(GWe·a). Zu betonen ist der große

Schwankungsbereich für diese Zahlen; so ergibt sich für die beiden Blöcke Biblis A und B ein Wert von etwa 4 Personen-Sv/(GWe·a) und für das Kraftwerk Würgassen, wo größere Inspektionsarbeiten durchgeführt wurden, ein Wert von etwa 100 Personen-Sv/(GWe·a). Auswertungen von J. Mehl (Mehl, J., 1979) über einen längerfristigen Zeitraum (1961 - 1977) zeigen eine deutliche Tendenz zu geringeren Kollektivexpositionswerten. So wurde Mitte der 60er Jahre ein Wert von etwa 35 Personen-Sv/(GWe·a) erhalten, der bis 1977 sukzessiv auf etwa 10 Personen-Sv/(GWe·a) abfiel.

Weitere Stationen des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs, deren Emissionen zur Gesamtdosis beitragen können, sind die Uranerzgewinnung, die Brennelementherstellung und der Brennstofftransport. Bei einem Urangehalt von 0,2 % und einem jährlichen Uranbedarf für 1 GWe·a (LWR) von etwa 160 t Natururan ergibt sich aus der Uranerzgewinnung und -aufbereitung nach (UNSCEAR, 1977) für die kollektive 500-Jahres-Keimdrüsenfolgedosis ein Wert von 0,002 Personen-Sv/(GWe·a). Die bedeutendste Emissionsquelle als Folge der Uranerzgewinnung ist der radioaktive Abraum, aus dem Radon über lange Zeiträume entweicht. Die kollektive 500-Jahresfolgedosis beträgt - bei einer Bevölkerungsdichte von 25 Einwohnern/km² - 10 Personen-Sv/(GWe·a) für die Lunge und 0,08 Personen-Sv/(GWe·a) für die Keimdrüsen. Bei der Brennelementherstellung werden geringe Mengen an Uran und Zerfallsprodukten emittiert. Die daraus resultierende Folgedosis ist vernachlässigbar. Unbestrahlter Brennstoff muß von der Fabrikationsanlage zum Reaktor, abgebrannter Brennstoff vom Reaktor zur Wiederaufarbeitungsanlage, der verfestigte Waste von Reaktoren und Wiederaufarbeitungsanlagen zum Endlager transportiert werden. Dabei können auch Personen aus der Bevölkerung einer Strahlenexposition ausgesetzt sein. In (UNSCEAR, 1977) werden dabei Personen betrachtet, die entlang des Transportweges in relativ engen Kontakt mit dem transportierten Material kommen, und Personen, die in der näheren Umgebung des Transportweges wohnen. Die daraus berechnete kollektive Folgedosis beträgt 0,03 Personen-Sv/(GWe·a). Die in (UNSCEAR, 1977) angegebene kollektive Folgedosis von 0,1 Personen-Sv/(GWe·a) durch Emissionen bei der Uranerzgewinnung, der Brennelementherstellung und dem Brennelementtransport kann als gute Abschätzung angesehen werden.

Die Belastung der im Uranerzbergbau Beschäftigten resultiert aus der Bestrahlung durch Radon und dessen Folgeprodukten. Unter der Annahme, daß ein Arbeiter 3 t Natururan in einem Jahr fördert und daß 160 t Natururan jährlich für den aus einem Leichtwasserreaktor erzeugten Strom von 1 GWe erforderlich sind, resultiert daraus bei einer mittleren jährlichen Dosis von 0,01 Sv für Beschäftigte im Uranerzbergbau eine Kollektivdosis von etwa 0,5 Personen-Sv/(GWe·a) (UNSCEAR, 1977). Für die Uranerzaufbereitung und die Brennelementherstellung gibt es nur sehr wenige und sehr grobe Abschätzungen zur Strahlenexposition. Eine Korrelation zwischen Exposition und erzeugter elektrischer Leistung ist nur schwer herzustellen. Eine Abschätzung für englische Verhältnisse für die Jahre 1972 - 1975 liefert eine Kollektivdosis von etwa 1,5 Personen-Sv/(GWe·a). Uranerzgewinnung, Brennelementherstellung und Transport liefern zusammen für die in diesen Stationen des Brennstoffkreislaufs Beschäftigten, wie in (UNSCEAR, 1977) angegeben, eine kollektive Folgedosis von etwa 2 Personen-Sv/(GWe·a). Die Angaben sind jedoch mit großen Unsicherheiten behaftet.

Eine sehr bedeutende Station bezüglich der Radionuklidemissionen stellt die Wiederaufarbeitung der abgebrannten Kernbrennstoffe dar. In Tabelle 5.3 sind die wesentlichen Emissionen und die daraus berechneten Folgedosiswerte zusammengestellt. Aus (UNSCEAR, 1977) wird ein Wert von etwa 8 Personen-Sv (Keimdrüsen)/(GWe·a) erhalten, die eigene Abschätzung ergibt etwa 3 Personen-Sv (effektiv)/(GWe·a). Ähnlich wie bei den Kernkraftwerken liefern auch hier die Kohlenstoff-14-Emissionen den Hauptanteil der Expositionen. Es seien wiederum die lange Halbwertszeit, die weltweite Verteilung in Form von Kohlendioxid und der lange Betrachtungszeitraum von 500 Jahren für die Berechnung der Folgedosis erwähnt. Die Reduktion der Folgedosiswerte für die eigene Abschätzung im Vergleich zu den Werten aus (UNSCEAR, 1977) hat auch hier die gleichen Hauptursachen wie bei dem Kernkraftwerksvergleich:

- Wahl des Emissionsdatensatzes für die Modell-Wiederaufarbeitungsanlage aus Kap. 3.2 entsprechend westdeutschen Genehmigungsbedingungen. Diese Werte sind z.T. erheblich geringer als der Emissionsdatensatz aus (UNSCEAR, 1977).
- Bestimmung der globalen Verteilung von Kohlenstoff-14 mit Hilfe eines aufwendigeren Modells.

Tabelle 5.3: Radionuklidemissionen und kollektive Folgedosis für Wiederaufarbeitungsanlagen

NUKLID	EXPOSITIONS- ANTEIL	RADIOAKTIVE EMISSIONEN (Ci/GWe·a)		KOLLEKTIVE FOLGEDOSIS (PERSONEN-Sv/GWe·a)		
		UNSCEAR, 1977	EIGENE ABSCHÄTZUNGEN	UNSCEAR, 1977 (KEIMDRÜSENDOSIS)	EIGENE ABSCHÄTZUNGEN (KEIMDRÜSENDOSIS)	(EFFEKTIVE DOSIS)
Kr - 85	Abluft (lokal und regional)	375 000	10 000	0,007	$5 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$
H - 3		1 000	1 000	0,002	0,005	0,005
C - 14		14	10	0,01	0,02	0,02
Cs, Ru, Sr		0,1	0,4	0,002	0,6	0,6
H - 3	Abwasser (lokal und regional)	6 000	3 300	0,4	0,2	0,2
Cs, Ru, Sr, J		100	1	0,4	0,02	0,02
H - 3	Abluft und Abwasser (global)	7 000	4 300	0,2	0,1	0,1
Kr - 85		375 000	10 000	0,9	0,02	0,02
C - 14		14	10	6,3	2,2	2,2
INSGESAMT				8,2	3,2	3,2

Für die Abluft- und Abwasseremissionen aus Wiederaufarbeitungsanlagen liegen insgesamt nur sehr wenige Messungen vor. Die in (UNSCEAR, 1977) angegebenen Emissionswerte beruhen auf Messungen an der Anlage in Windscale im Jahre 1972 und an der Anlage der Nuclear Fuel Services (USA) in den Jahren 1966 - 1972. Da in (UNSCEAR, 1977) nur eine Kühlzeit von 150 Tagen bis zur Wiederaufarbeitung berücksichtigt wurde, kommen geringe Beiträge zur Folgedosis auch von kurzlebigen Radionukliden wie dem Jod-131. Den größten Beitrag zur globalen Verteilung liefert Kohlenstoff-14 mit 6,3 Personen-Sv/(GWe·a). Die globale Verteilung von Krypton-85 liefert 0,9 Personen-Sv, die von Tritium 0,2 Personen-Sv, jeweils pro 1 GWe·a. Weitere 0,8 Personen-Sv kommen durch die Emissionen mit dem Abwasser im lokalen und regionalen Bereich (H-3, Cs, Pu, Sr). Insgesamt ergibt sich daraus eine Folgedosis von etwa 8 Personen-Sv/(GWe·a).

Der in (UNSCEAR, 1977) angegebene Emissionswert von 14 Ci Kohlenstoff-14 pro (GWe·a) beruht auf der Annahme, daß alle im Brennstoff zulässigen Verunreinigungen, die zu Kohlenstoff-14 führen können, in hoher Konzentration vorliegen und der gesamte im abgebrannten Brennstoff enthaltene Kohlenstoff in Form von Kohlendioxid freigesetzt wird. Bei heute realistischen Brennstoffzusammensetzungen kann von einer Freisetzung von bis zu 10 Ci/(GWe·a) ausgegangen werden. Für die deutsche LWR-Wiederaufarbeitungsanlage ist die Anwendung der sog. Tieftemperatur-Rektifikation zur Edelgasabtrennung vorgesehen. Dieses Verfahren macht die vorherige Entfernung von Sauerstoff, Stickoxiden und Kohlendioxid, d.h. auch von (C-14)-Kohlendioxid, aus dem Auflöserabgas notwendig. Damit ist prinzipiell auch die Rückhaltung von Kohlenstoff-14 möglich. Um das Kohlendioxid in eine endlagerfähige Form zu überführen, sind jedoch noch weitere Verfahrensschritte erforderlich; bisher ist eine Kohlenstoff-14 Rückhaltung nicht vorgesehen⁺⁾. Die kollektive Folgedosis aufgrund der globalen Verteilung des Kohlenstoff-14, errechnet mit dem Modell nach (C.E.C., 1979) bzw. (Kelly, 1975), beträgt bei der o.a. Emission von 10 Ci/(GWe·a) 2,2 Personen-Sv/(GWe·a).

^{+) Es wird eine mögliche Rückhaltung von 95 % Kohlenstoff-14 als realistisch angesehen.}

In (UNSCEAR, 1977) ist für Krypton-85 bei einer angenommenen Kühlzeit der abgebrannten Brennelemente von 150 Tagen eine Emission von 375 000 Ci/(GWe·a) angegeben. In der Bundesrepublik Deutschland wird derzeit von einer Kühlzeit von mindestens 7 Jahren bis zur Wiederaufarbeitung ausgegangen. Der Krypton-85-Anfall reduziert sich dadurch aufgrund des radioaktiven Zerfalls auf etwa 200 000 Ci/(GWe·a). Die durch die weltweite Verteilung (Modell nach (UNSCEAR, 1977) bzw. (Kelly, 1975; C.E.C., 1979)) des Krypton-85 verursachte kollektive Folgedosis beträgt dann 0,6 Personen-Sv gegenüber 0,9 Personen-Sv in (UNSCEAR, 1977). Wird die für eine deutsche Wiederaufarbeitungsanlage geplante Rückhaltung der Krypton-85 Emissionen von 95 % realisiert, so reduziert sich die kollektive Folgedosis durch Krypton-85 Emissionen weiter auf 0,02 Personen-Sv/(GWe·a).

Die eigenen Abschätzungen ergeben damit insgesamt eine kollektive Folgedosis von 3,2 Personen-Sv/(GWe·a) bei einer 95 % Krypton-Rückhaltung. Wird der anfallende Kohlenstoff-14 mit dem gleichen Rückhaltegrad zurückgehalten, so reduziert sich dieser Wert auf etwa 1 Personen-Sv/(GWe·a). Diese Werte liegen deutlich unter den in (UNSCEAR, 1977) angegebenen 8 Personen-Sv/(GWe·a).

Angaben über Kollektivexpositionswerte für die bei der Wiederaufarbeitung Beschäftigten liegen nach (UNSCEAR, 1977) nur für Windscale vor. Dabei fehlen Angaben darüber, welcher wiederaufgearbeiteten Menge an Brennstoff dieser Kollektivexpositionswert entspricht. Eine Abschätzung führt zu 12 Personen-Sv/(GWe·a). Für die deutsche Versuchsanlage für die Wiederaufarbeitung von abgebrannten Kernbrennstoffen in Karlsruhe (WAK) wurde auf dem Gorleben-Hearing ein Kollektivexpositionswert von 2,4 Personen-Sv/(GWe·a) angegeben. Aus diesen WAK-Werten läßt sich die Strahlenexposition der Beschäftigten einer großen kommerziellen Wiederaufarbeitungsanlage à la Gorleben mit 0,3 bis 0,4 Personen-Sv/(GWe·a) abschätzen, diese Zahlen wurden ebenfalls auf dem Gorleben-Hearing vorgetragen. Für eigene Abschätzung wurde von einem Wert von 1 Personen-Sv/(GWe·a) ausgegangen.

Tab. 5.4 zeigt eine Gesamtübersicht über alle Expositionsanteile zur kollektiven Folgedosis aus den einzelnen Stationen des gesamten kerntechnischen Brennstoffkreislaufs sowie die kollektive Folgedosis aus Emissionen eines Kohlekraftwerks. Wiederum werden die Werte aus (UNSCEAR, 1977) eigenen Abschätzungen gegenübergestellt. Neben den bereits detailliert beschriebenen Expositionsanteilen aus dem Normalbetrieb der Anlagen des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs wurden hier auch die Anteile aus potentiellen Kernkraftwerksunfällen aufgenommen. Bei einem Vergleich von Normalbetriebs- und Unfallauswirkungen sind die folgenden Einschränkungen zu betrachten. Bei den Emissionen aus potentiellen Störfällen handelt es sich um Zufallsereignisse, deren Eintreten nur als Wahrscheinlichkeitsaussage vorliegt, während die Normalbetriebsemissionen als sichere Ereignisse angesehen werden können. Für einen Vergleich der Störfallauswirkungen mit Normalbetriebsauswirkungen eignet sich daher der errechnete Erwartungswert für die Störfallauswirkungen, der als repräsentativ für das langfristig zu erwartende Risiko angesehen werden kann. Eine weitere Einschränkung betrifft die Tatsache, daß bei Störfällen nicht nur Spätschäden (stochastische Schäden) aufgrund des Auftretens kleiner Dosiswerte, sondern auch Frühschäden (nichtstochastische Schäden) aufgrund kurzzeitig auftretender hoher Dosiswerte angenommen werden müssen. Nur für die stochastischen Schäden (s. Kap. 2.1), für die die sog. lineare Dosis-Wirkungs-Beziehung gilt, ist die Angabe eines Kollektivexpositionswertes eine sinnvolle Vergleichsgröße, da Proportionalität von Kollektivdosis und Schaden angenommen werden kann. Für die nichtstochastischen Schäden (s. Kap. 2.1), für die eine Abhängigkeit der Schwere der Schäden von der Höhe der Strahlendosis gilt, kann ein Vergleich nur auf der Schadensebene durchgeführt werden. Daher werden in Tab. 5.4 auch die Anzahl der Schadensfälle berücksichtigt. Für die stochastischen Auswirkungen können diese Schadensfälle (somatisch) unmittelbar aus Kollektivdosis und dem in (ICRP, 1979) angegebenen Risikofaktor von $1,25 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$ errechnet werden. Der Wert für die Kollektivdosis aus Kernkraftwerksunfällen wie auch der Wert für nichtstochastische Schadensfälle wurde der Deutschen Risikostudie Kernkraftwerke (BMFT, 1980) entnommen.

Tabelle 5.4: Kollektive Folgeäquivalentdosis und Anzahl der daraus resultierenden Schadensfälle (somatisch) aus dem Betrieb des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs und eines Kohlekraftwerks

	KOLLEKTIVE FOLGEÄQUIVALENTDOSIS (PERSONEN-Sv/GWe·a)			ANZAHL DER SCHADENSFÄLLE (somatisch) (1/(GWe·a))
	UNSCEAR, 1977 /5/	EIGENE ABSCHÄTZUNG		
	Keimdrüsen- Dosis	Keimdrüsen- Dosis	Effektive Dosis	
Kernkraftwerk				
Allgemeinbevölkerung	6	1,6 ⁺)	1,6 ⁺)	0,02
Beschäftigte	10	4,0 ⁺)	4,0 ⁺)	0,05
Wiederaufarbeitungsanlage				
Allgemeinbevölkerung	8	3,0	3,0	0,04
Beschäftigte	12	1,0	1,0	0,01
Uranbergbau und Verarbeitung, Brennstoffherstellung, Transport				
Allgemeinbevölkerung	0,2	0,2	5,0	0,06
Beschäftigte	2	2,0	2,0	0,02
Kerntechnischer Brennstoffkreislauf i n s g e s a m t (Normalbetrieb)	38,2	11,8	16,6	0,20
Kernkraftwerksunfälle				
Nicht-stochastische Auswirkungen			30	4·10 ⁻⁵ ⁺⁺⁾
Stochastische Auswirkungen				0,4
Kohlekraftwerk	0,6	-	3,8	0,05

+) Dieser Wert gilt nur für Druckwasserreaktoren

++) Dieser Wert läßt sich nicht aus der kollektiven Folgeäquivalentdosis abschätzen

Der im Vergleich zu den Beiträgen aus dem kerntechnischen Brennstoffkreislauf relativ geringe Wert von 3,8 Personen-Sv/(GWe·a), der sich als kollektive Folgeexposition für den Einsatz der Kohle ergibt, relativiert sich noch mehr, wenn man den reduzierenden Einfluß der Kohlendioxidemissionen aus der Kohleverbrennung auf die durch Kohlenstoff-14 (C-14) verursachte Strahlenexposition mitberücksichtigt (Suesseffekt). Diese Reduktion ergibt sich aus der Isotopenverdünnung des C-14 durch das bei der Kohleverbrennung emittierte C-12. Aus einer pauschalen Abschätzung dieses Einflusses für die CO₂-Emission des in Kap. 3.1 beschriebenen Modell-Kohlekraftwerks wird für die Reduktion der kollektiven Folgeexposition ein Wert von etwa 2,3 Personen-Sv/(GWe·a) erhalten. Dieser Wert ist fast ausschließlich das Ergebnis des langen Integrationszeitraums von 500 Jahren für die kollektive Folgeexposition.

Die dargestellten Ergebnisse ermöglichen für den beschränkten Bereich der Strahlenexposition Vergleichsaussagen zum Risiko der betrachteten Energieumwandlungstechniken sowie zu den Risikoanteilen verschiedener Brennstoffkreislaufstationen und verschiedener Betriebsarten (Normalbetrieb und Störfall). Sie weisen insgesamt darauf hin, daß

- der Risikoanteil potentieller Unfälle von Kernkraftwerken um etwa den Faktor 2 höher ist als der aus dem Normalbetrieb der Anlagen des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs;
- der Risikoanteil für die Bevölkerung durch den bestimmungsgemäßen Betrieb eines Kernkraftwerks in der gleichen Größenordnung liegt wie derjenige eines Kohlekraftwerks;
- das Risiko der Strahlenexposition des gesamten kerntechnischen Brennstoffkreislaufs um eine Größenordnung höher ist als dasjenige eines Kohlekraftwerks.

6. Probleme bei der Durchführung umfassender Vergleichsanalysen von Umweltauswirkungen

Das in Kap. 2 entwickelte Konzept für vergleichende Umweltbelastungsanalysen enthielt die Notwendigkeit, alle Auswirkungsbereiche, wie Gesundheit der Menschen innerhalb und außerhalb der betrachteten Anlagen, die natürliche Umwelt als solche und das lokale, regionale und globale Klima zu berücksichtigen. Die in Kap. 5 vorgestellten Ergebnisse zu den Auswirkungen des Einsatzes von Kohle und Kernenergie bei der Energieumwandlung beziehen sich nur auf den eingeschränkten Bereich der Gesundheitsauswirkung auf den Menschen durch die Strahlenexposition. Für den kerntechnischen Brennstoffkreislauf ist die Strahlenexposition das Hauptrisiko, für die Kohlekraftwerke ist sie nur ein Teilaspekt. Eine Gesamtbewertung der untersuchten Energieumwandlungstechniken kann daher auf der Basis der dargestellten Ergebnisse nicht gegeben werden. Vielmehr konnte nur das notwendige methodische Vorgehen für einen beschränkten Bereich, für den eine ausreichende Datenbasis vorhanden ist, exemplarisch dargestellt werden. Die Übertragung dieses methodischen Vorgehens auf eine umfassende Gesamtanalyse ist sehr schwierig, bisher liegen hierfür keine überzeugenden Beispiele vor. Die Hauptursache hierfür ist die bereits in Kap. 2 genannte nicht ausreichende Datenbasis insbesondere bei den Auswirkungen der chemischen Schadstoffe. Darüber hinaus bleibt das ebenfalls in Kap. 2 angesprochene Aggregationsproblem, das besondere Bedeutung gewinnt, wenn

- Auswirkungen in verschiedenen Auswirkungsbereichen vorliegen und
- sehr langfristige Auswirkungen gegeben sind.

In (Halbritter u.a., 1981) werden die Probleme, die bei verschiedenen bekannten Aggregationsverfahren auftreten können, näher diskutiert. Die geschilderten Schwierigkeiten bei der Durchführung von vergleichenden Umweltbelastungsanalysen machen es notwendig, die bereits erwähnte kognitive Basis so weit als möglich voranzutreiben und methodische Konzepte zu entwickeln, die vorläufige Bewertungen z.B. auf der Immissions- bzw. Expositionsebene unter Berücksichtigung der Ergebnisunsicherheiten ermöglichen. In Bereichen, in denen noch ein unzureichender Kenntnisstand besteht, sind Problemanalysen zu erstellen, die auch Hinweise auf notwendige Forschungsarbeiten beinhalten.

Im folgenden soll auf einige Probleme bei der Durchführung eines umfassenden "Kohle-Kernenergie-Vergleichs" hingewiesen werden. Wie bereits oben erwähnt, ist die Emission radioaktiver Schadstoffe beim Einsatz der Kohle nur ein Teilproblem, von großer Bedeutung sind weiterhin die nichtradioaktiven chemischen Schadstoffe, die als Abluft- und Abwasseremissionen sowie als feste Abfälle abgegeben werden. Die Analyse der Auswirkungen des Kohleeinsatzes verlangt weiterhin die Auswertung von Berufskrankheits- und Berufsunfallstatistiken insbesondere beim Kohlebergbau. Besonders die durch den Staubgehalt im Kohlebergbau verursachten berufsbedingten Krankheitsformen (z.B. Staublunge) werden dabei zu untersuchen sein. Bei fortgeschrittenen Anlagen des Kohlebergbaus, für die noch keine langjährigen Betriebsdaten vorliegen, kann das mögliche Unfallrisiko nur mit Hilfe von quantitativen Risikoanalysen abgeschätzt werden, wie sie für kerntechnische Anlagen bereits durchgeführt wurden. Mit Hilfe dieser Risikoanalysen wird sich der erreichte Sicherheitsstand im Untertagekohlebergbau bestimmen lassen. Insgesamt muß betont werden, daß die Bedeutung von Störfällen, insbesondere bezüglich der Konsequenzen auf die Umgebung außerhalb der Anlagen, im "Kohlebrennstoffkreislauf" erheblich geringer ist als bei Anlagen des nuklearen Brennstoffkreislaufs.

Bezüglich der nichtradioaktiven chemischen Schadstoffemissionen beim Einsatz der Kohle sind einmal die Emissionen und Abfälle bei der Kohleförderung und darüber hinaus diejenigen bei der Verbrennung der Kohle zu erwähnen. Neben Schwefeldioxid spielen dabei die Stickoxide, die nichtradioaktiven Schwermetalle und die Verbrennungsprodukte, insbesondere die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe, eine wesentliche Rolle. Letzterer Schadstoffgruppe wurde im Gutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen (1981) besondere Bedeutung gegeben. Besonderes Augenmerk galt bis vor kurzem dem Schwefeldioxid als Leitsubstanz für chemische Schadstoffe und den Staubemissionen. Bei beiden Substanzen wurden in den letzten Jahren erheblich Anstrengungen unternommen, um die Emissionen und in noch stärkerem Maße auch die Immissionen zu verringern. Dies geschah durch den Einsatz schwefelarmer Brennstoffe, durch den Bau höherer Kamine, die Verwendung leistungsfähiger Filteranlagen und teilweise auch durch die Installation von Entschwefelungsanlagen. Heute müssen wir erkennen, daß damit das Problem der Umwelt-

belastung durch chemische Schadstoffe aus der Verbrennung von Kohle keineswegs gelöst ist. Von den anstehenden Problemen seien die wesentlichen kurz genannt:

- Das Schwefeldioxid, dessen Immissionen nach neuerer Kenntnis nicht von vorrangiger Bedeutung für die Auswirkungen auf den Menschen sind, hat über seine sekundären Reaktionsprodukte, die Sulfate, beträchtliche Auswirkungen auf land- und forstwirtschaftliche Nutzflächen durch Übersäuerung des Bodens;
- der Bau hoher Kamine hat die lokalen Immissionen zwar vermindert, durch den möglichen weiträumigen Transport jedoch ein regionales Umweltproblem geschaffen. Dies zeigt sich besonders bei Berücksichtigung längerer Zeiträume, da hierbei die Schadstoffablagerung am Erdboden auch bei geringen Immissionswerten zu beträchtlichen Anreicherungen führen kann;
- mit der Reduktion der Gesamtstaubemissionen wurde das Problem der lungengängigen Feinstaubemissionen ($< 1 \mu\text{m}$) nicht in gleichem Ausmaß verbessert. Neuere Erkenntnisse über Schwermetallanreicherungen bei kleinen Partikelgrößen weisen hier auf ein besonderes Problem hin;
- bisher weniger beachtete Schadstoffe, wie die Stickstoffoxide und die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe, die als Verbrennungsprodukte anfallen, zeigen hohe Toxizität u.a. auch durch ihre Reaktionsprodukte;
- mögliche Auswirkungen auf das Klima durch die ständig ansteigende Kohlendioxidimmission in der Atmosphäre durch Emissionen aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe.

Diese Zusammenstellung zeigt, daß bei der Behandlung der Umweltauswirkungen des Einsatzes von Kohle den direkten Auswirkungen von Schadstoffexpositionen auf den Menschen auch die Auswirkungen auf das Klima und das gesamte Ökosystem und damit mögliche indirekte Auswirkungen auf den Menschen von besonderer Bedeutung sind. Zu erwähnen ist dabei, daß das Problem der Schadstoffanreicherung in bestimmten Umweltmedien, wie dem Boden, und des Schadstofftransfers über die sog. Nahrungsketten, die häufig auch zur menschlichen Nahrung führen, wie in Kap. 2 beschrieben, nicht nur für die

Radionuklide, sondern auch für eine Reihe weiterer Schwermetalle und anderer Schadstoffe besteht. Die Umweltschutzproblematik verlagert sich daher von dem Problem atmosphärischer Immissionen und den daraus folgenden Expositionen zu Problemen der Schadstoffakkumulation in bestimmten Umweltmedien, des Schadstofftransfers über Nahrungsketten und den daraus folgenden Expositionen. Die bisherigen gesetzlichen Umweltschutzregelungen haben Immissionsminderungen in der unmittelbaren Umgebung der Quellen erreicht, die Schadstoffanreicherungen, die erst mittel- bis langfristig in Erscheinung treten werden, sind jedoch bisher meist nicht genügend berücksichtigt worden.

Auch bei den Umweltauswirkungen der Kernenergie bestehen trotz der vergleichsweise besseren Modell- und Datenbasis noch eine Reihe von Fragen, die künftig noch gründlicher untersucht werden sollten. Hingewiesen werden soll hier auf die folgenden:

- die Emissionen aus Anlagen zur Wiederaufarbeitung abgebrannter Kernbrennstoffe und zur Abfallbehandlung,
- die Expositionen aus den Kohlenstoff-14-Emissionen, die entsprechend dem Konzept der kollektiven Folgedosis den größten Expositionsanteil ausmachen,
- die möglichen Expositionen aus der weiträumigen Verbreitung, Ablagerung und Anreicherung radioaktiver Aerosole mit großen Halbwertszeiten und
- die Emissionen und die daraus folgenden Expositionen aus potentiellen Kernkraftwerksstörfällen.

Die Emissionen aus Anlagen zur Wiederaufarbeitung abgebrannter Kernbrennstoffe und zur Abfallbehandlung werden bisher auf der Basis von Abschätzungen des Gesamtdurchsatzes an Radionukliden in der Anlage unter Berücksichtigung pauschaler Freisetzungsfaktoren (s. Kap. 3.2) gewonnen. Untersuchungen des Freisetzungsverhaltens der einzelnen Nuklide unter Berücksichtigung des technisch erreichbaren Rückhaltegrades werden zu belastbareren Emissionsabschätzungen führen. Darüber hinaus ist die Kenntnis der chemischen Verbindung, in der das emittierte Radionuklid vorliegt, für die nachfolgenden Ausbreitungs- und Expositionsrechnungen von großer Bedeutung.

Die Strahlenexposition aus Kohlenstoff-14-Emissionen verursachen für den Fall des Kernkraftwerks 86 % und für den Fall der Wiederaufarbeitungsanlage 58 % der gesamten kollektiven Folgeexposition. Diesen Ergebnissen liegen stark vereinfachte Modelle des globalen Kohlenstoffkreislaufs zugrunde, darüber hinaus ist die Datenbasis, auf der diese Modellrechnungen durchgeführt werden, noch unbefriedigend. Weitere Untersuchungen in diesem Bereich werden daher notwendig sein, um die bisherigen, als konservativ anzusehenden Abschätzungen, zu überprüfen. Es ist weiterhin darauf hinzuweisen, daß bei verstärktem Einsatz fossiler Energieträger die erhöhte Kohlendioxidimmission der Atmosphäre zu einer Reduktion der durch Kohlenstoff-14 verursachten Strahlenexposition (Suesseffekt) beitragen wird (s. Kap. 5.2). Die Bedeutung dieses Einflusses kann eindrucksvoll an Strategieforschungen eines zukünftigen Kernenergie- und Kohleeinsatzes (Mathies, 1981) dargestellt werden.

Wie in Kap. 4.2 und 4.3 gezeigt, besteht das Problem der weiträumigen Ausbreitung und Ablagerung insbesondere für Aerosole mit kleinem Teilchendurchmesser ($\sim 1 \mu\text{m}$). Auch die aus kerntechnischen Anlagen emittierten Aerosole fallen in diese Schadstoffklasse, daher sollten auch für diese Nuklide Abschätzungen der langfristigen Schadstoffanreicherung und der Folgeexposition unternommen werden.

Zu dem letztgenannten Punkt, den Kernkraftwerksstörfällen, ist auf die im Augenblick laufenden Überarbeitungen der bekannten Risikostudie hinzuweisen. Im Bereich der technischen Analyse wird die zusätzliche Betriebserfahrung der Kernkraftwerke aus jüngster Zeit zu verbesserten Abschätzungen der zu erwartenden Emissionen und der Eintrittswahrscheinlichkeiten führen. Bei den Konsequenzenanalysen werden mit verbesserten Modellansätzen ebenfalls realistischere Abschätzungen möglich sein. Dieser verbesserte Kenntnisstand wird dann auch vergleichenden Umweltbelastungsanalysen zugute kommen.

Literatur zu Kap. 2:

BMI (Bundesministerium des Innern):

Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
Gemeinsames Ministerialblatt 1974, S. 426, 452

BMI (Bundesministerium des Innern):

Strahlenschutzverordnung
Bundesgesetzblatt vom 21.1.1977, S. 184 und vom 1.2.1977, S. 269

BMI (Bundesministerium des Innern):

Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer
Gemeinsames Ministerialblatt, Nr. 21, S. 369 ff
Bonn, August 1979

BMI (Bundesministerium des Innern):

Statusbericht über den Transfer von Radionukliden
Bonn, Januar 1980

HALBRITTER, G., PASCHEN, H., SCHIKARSKI, W., UNGER, H.:

Zur Bewertung von Methoden der Erfassung und des Vergleichs von Umweltauswirkungen verschiedener Energiesysteme
Vortrag auf der Jahrestagung Kerntechnik 81
Düsseldorf, 24.-26.3.1981

ICRP, Publication 2 (International Commission on Radiological Protection):

Report of Committee II on Permissible Dose for Internal Radiation
Pergamon Press, 1959

ICRP Heft 26 (International Commission on Radiological Protection):

Veröffentlichungen der internationalen Strahlenschutzkommission
Empfehlungen der internationalen Strahlenschutzkommission
Deutsche Ausgabe herausgegeben vom Bundesgesundheitsamt der Bundesrepublik Deutschland, Eidgenössischen Gesundheitsamt Schweiz, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz der Republik Österreich
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 1978

ICRP Heft 27 (International Commission on Radiological Protection):

Probleme bei der Entwicklung eines Schadensindex

Veröffentlichungen der internationalen Strahlenschutzkommission

Empfehlungen der internationalen Strahlenschutzkommission

Deutsche Ausgabe herausgegeben vom Bundesgesundheitsamt der Bundesrepublik

Deutschland, Eidgenössischen Gesundheitsamt Schweiz, Bundesministerium für

Gesundheit und Umweltschutz der Republik Österreich

Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 1979

Literatur zu Kap. 3.1:

AHLAND, E., MERTENS, H.:

PAH-Emissionen aus Kohleheizungen
VDI-Berichte Nr. 358 (1980), S. 107-111

BENTHAUS, F.: (Autorenteam)

Rohstoff Kohle (Teil 1. Kohle)
Verlag Chemie 1978

BETHE, W.:

Rohkohlenvergleichmäßigung - ein Verfahren zur Verbesserung von Betriebs-
abläufen der Kohlenaufbereitung
VGB Kraftwerkstechnik 59, 2 (1979), S. 129

BRAUN, W.:

Stand der Rauchgasentstaubung
Technische Mitteilungen 71, 3 (1978), S. 123-131

McBRIDE, J.P., MOORE, R.E., WITHERSPOON, J.P., BLANCO, R.E.:

Radiological Impact of Airborne Effluents of Coal-Fired and Nuclear Power
Plants
ORNL-5315, Oak Ridge National Laboratory (1977)

BUNDESTAG (1976):

Deutscher Bundestag - 7. Wahlperiode, Drucksache 7/5014

BURSIK (1981):

Dr. A. Bursik (Großkraftwerk Mannheim)
Persönliche Mitteilung

BURSIK, A., RESCH, G.:

Kraftwerkschemie - heutiger Stand und Entwicklung in den 80er Jahren
VGB Kraftwerkstechnik 61, 4 (1981), S. 285-293

CHATTERJEE, B., HÜTZL, H., ROSNER, G., WINKLER, R.:

Untersuchungen über die Emissionen von Radionukliden aus Kohlenkraftwerken
GSF-Bericht S-617 (1980)

DAVIDS, P.:

Abgaswäsche bei Feuerungsanlagen: Gewässerbeeinträchtigungen sind vermeidbar
Luftverunreinigung (1974), S. 42-48

DAVIDS, P.:

Verminderung gasförmiger Emissionen aus Großfeuerungsanlagen
Vortrag, ENVITEC 80, 11.02.1980 - 13.02.1980 in Düsseldorf

EPRI (1978):

The Impact of RCRA (PL 94-580) on Utility Solid Wastes
Electric Power Research Institute
EPRI-FP-878 (Aug. 1978)

FAUDE, D., BAYER, A., HALBRITTER, F., SPANNAGEL, G., STEHFEST, H., WINTZER,
D.:

Energie und Umwelt in Baden-Württemberg
Kernforschungszentrum Karlsruhe, KfK-1966 UF (1974) (Tabelle 14)

FLUCK, F.W., PAPP, R.:

Entwicklungstendenzen emissionsmindernder Maßnahmen steinkohlenbefuehrter
Kraftwerke
Energiewirtschaftliche Tagesfragen 31, 6 (1981), S. 477-480

GEIGER, B., LAYER, G., PETER, U., RUDOLPH, M., SCHÄFER, H.:

Energiewirtschaft und Umweltbeeinflussung in der Bundesrepublik Deutschland,
2. Aufl. (Tabelle 2)
Forschungsstelle für Energiewirtschaft München, 1974

GRABENHORST, U.:

Gewebe-Entstauber für die Rauchgasreinigung
I. Symposium Rauchgasreinigung am 24.04.1980 in Düsseldorf
Babcock-BSH AG; S. 139-157

VAN HOOK:

Potential Health and Environmental Effects of Trace Elements and Radio-
nuclides from Increased Coal Utilization
US/DOE/ORNL-5367 (Apr. 1978)

HLUBEK, W., SCHIFFERS, A.:

Umweltschutzmaßnahmen in konventionellen Kraftwerken
Umwelt 1/80 (1980), S. 14-19

HÜLLEN, K.:

Elektro-Entstaubung hinter Kohlekesseln
I. Symposium Rauchgasreinigung am 24.04.1980 in Düsseldorf
Babcock-BSH AG: S. 59-87

JACOBS, J.:

Verwertung von Verbrennungsrückständen aus Kraftwerksfeuerungen
VGB Kraftwerkstechnik 58, 5 (1978), S. 342-353

JUNKERS, G., LAUFHÖTTE, D.W.:

Erfahrungen der Saarbergwerke mit der SO₃-Rauchgaskonditionierung zur Verbesserung der Abscheideleistung von E-Filtern
Vortrag auf der VGB-Konferenz "Kraftwerk und Umwelt 1981", 7.-8.04.1981, Essen

KANTNER, A.:

Trocken- oder Schmelzfeuerung für Steinkohle?
VGB Kraftwerkstechnik 60, 2 (1980) S. 98-105

KAUTZ, K., KIRSCH, H., LAUFHÖTTE, D.W. (1975):

Über Spurenelementgehalte in Steinkohlen und den daraus entstehenden Rein-
gasstäuben
VGB Kraftwerkstechnik 55, 10 (1975), S. 672-676

KIRSCH (1981):

Prof. Dr. H. Kirsch (VGB)
Persönliche Mitteilung

KLEIN, D.H., ANDREN, A.W., CARTER, J.A., EMERY, J.F., FELDMAN, C., FULKER-
SON, W., LYON, W.S., OGLE, J.C., TALMI, Y., VAN HOOK, R.J., BOLTON, N.:

Pathways of Thirty-seven Trace Elements Through Coal-Fired Power Plants
Environmental Science and Technology 9, 10 (1975), S. 973-979

KLÖS, H., SCHOCH, C.:

Untersuchung radiumhaltiger Grubenwässer im Lippe-Einzugsbereich
in: Fachgespräch Überwachung der Umweltaktivität - Praktische Probleme bei
der Durchführung der Umgebungsüberwachung, vom 03. bis 05.04.1979, Karlsruhe
Bundesforschungsanstalt für Ernährung, BMI

KOCH, H., TELÖKEN, R.:

Kohlehandhabung und Verbrennung bei der Stromerzeugung in Großkraftwerken
in der Bundesrepublik Deutschland
VGB Kraftwerkstechnik 57, 12 (1977), S. 789-799

KOLB, W. (1979):

Radioaktive Stoffe in Flugaschen aus Kohlekraftwerken
PTB-Mitteilungen 89, 2 (1979), S. 77-82

KOLB, W., TAUBER, H.:

Schwermetallanreicherungen in Flugaschen und Flugstaub
PTB-Mitteilungen 91, 1/81 (1981), S. 30-32

KUBITZA (1980):

Dr. K.-H. Kubitza (Steinkohlenbergbauverein, Essen)
Persönliche Mitteilung

LEININGER, D., MONOSTORY, F.P.:

Möglichkeiten zur Entschwefelung von Steinkohle durch aufbereitungstechnische Maßnahmen
VDI-Bericht Nr. 267 (1976), S. 109-114

MACKENTHUN, W.:

Elektrizitätsversorgung
in: Das Energiehandbuch, 3. Aufl. (Bischoff, Gocht Hrsg.)
Friedrich Vieweg und Sohn, Braunschweig, Wiesbaden 1979

MICHELFELDER, S., LEIKERT, K.:

Der Stufenmischbrenner und Betriebsergebnisse mit Kohlenstaubbrennern für niedrige NO_x -Emissionen
VGB Kraftwerkstechnik 60, 2 (1980), S. 105-113

OTA (1979):

The Direct Use of Coal
Office of Technology Assessment, Washington D.C., 1979

REIDICK, H., HEITMÜLLER, W.:

Steinkohle - Trocken und Schmelzfeuerungen
in: Jahrbuch der Dampferzeugungstechnik, 4. Ausgabe
Vulkan-Verlag, Essen (1980), S. 146-159

RENTZ, O., HEMPELMANN, R.:

Die Abscheidung von Stickoxiden bzw. die Simultanabscheidung von Schwefeldioxid und Stickoxiden aus Rauchgasen, Teil 1 und 2
Staub-Reinhaltung der Luft, 40, 4 (1980), S. 137-142 und 40, 7 (1980), S. 299-304

RESCH, G., BURGMANN, F.:

Untersuchungen zur Eluierbarkeit von Flug- und Feuerraumaschen unter besonderer Berücksichtigung einiger Metalle und Halbmetalle
Vortrag auf der VGB-Konferenz "Kraftwerk und Umwelt 1981", 7.-8.4.1981, Essen

RICK, K.:

Feste Abfallstoffe des Steinkohlenbergbaus im Ruhrgebiet und ihre Bewirtschaftung
Technische Mitteilungen 67, 1 (1974), S. 44-46

UBA (1977):

Materialien zum Immissionsschutzbericht 1977
Umweltbundesamt
Erich Schmidt Verlag, Berlin 1977

UNSCEAR (1977):

Sources and Effects of Ionizing Radiation
United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
United Nations, New York (1977)

WEBER, E.:

Rauchgasentstaubung
Vortrag, ENVITEC 80, 11.02.1980 - 13.02.1980 in Düsseldorf

WIRSCHING, F., HÖLLER, R.:

Entwicklung eines Verfahrens zur Verwertung von feinteiligen Chemiegipsen aus der Rauchgasentschwefelung als Spezialbaugips in der Gipsindustrie
Forschungsbericht BMFT-FB-T 81-044 (Feb. 1981)

ZIEGLER, E.N., MEYERS, R.E.:

Control Technology for Coal-Fired Combustion in Northeastern U.S. (Part A and B)
Water, Air, and Soil Pollution 12, 3 (1979), S. 355-381

Literatur zu Kap. 3.2:

AURAND, K., u.a.:

Das Emissions-Informationen-System EMIS zur Erfassung und Beurteilung radioaktiver Emissionen mit Abwasser aus kerntechnischen Anlagen.
WABOLU 47/77 Institut für Wasser, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes
Berlin (1977)

BAUMGARTNER, F.:

Chemie der nuklearen Entsorgung
Karl Thiemig Verlag, Bd. 65, 91
München (1978, 1980)

CEC (Commission of the European Communities)

Radioactive effluents from nuclear power stations and nuclear fuel reprocessing plants in the European Community
Discharge Data 1972-1976
EUR 6088, (1978)

DAVIS, W.:

Carbon - 14 Production in Nuclear Reactors
ORNL/NUREG/TM - 12
Oak Ridge National Laboratory (1977)

DWK (Deutsche Gesellschaft für Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen mbH):
Bericht über das in der Bundesrepublik Deutschland geplante Entsorgungszentrum für ausgediente Brennelemente aus Kernkraftwerken
Hannover, September 1977

ERDA 1975:

U.S. Energy Research and Development Administration
Final Environmental Statement
Liquid Metal Fast Breeder Reactor Program
ERDA 1535 (1975)

EUROSTAT (Statistical Office of the European Communities)

Operation of Nuclear Power Stations During 1977
Luxemburg (1978)

HALBRITTER, G., BRÄUTIGAM, K.R., FLUCK, F.W., LESSMANN, E.:

Contribution to a comparative environmental impact assessment of the use of coal and nuclear energy for electricity generation for selected site conditions.

IAEA-SM-254/16 Int. Symp. on Health and Impacts of Different Sources of Energy

Nashville, Tennessee, USA, 22.-26. Juni 1981

GESEWSKY, P., u.a.:

Die Emissionen von Strontium 89/90 mit der Abluft aus Kernkraftwerken mit Leichtwasserreaktoren in der Bundesrepublik Deutschland

STH 17/77

Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes (1977)

HAUBELT, R.:

Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Abluft von Kernkraftwerken in der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1976

STH 1/77

Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes (1977)

HOLM, D.:

Theoretische Bestimmung von Edelgasnuklidspektren in der Abluft von Kernkraftwerken mit Druckwasserreaktoren

GRS 8/78 Gesellschaft für Reaktorsicherheit, (1978)

INFCE:

International Nuclear Fuel Cycle Evaluation

Reprocessing, Plutonium Handling, Recycle

IAEA Wien (1980)

KWU:

Kraftwerk Union Erlangen

Kernkraftwerk Biblis

Druckschrift KWU 166a (1976)

KIEFER, et al.:

in: Jahresbericht 1980 der Hauptabteilung Sicherheit
Kernforschungszentrum Karlsruhe KfK 3113 (1981)

MOGHISSI, A.A., CARTER, M.W. (Ed.):

Tritium

Messenger Graphics, Publisher

Phoenix, Arizona and Las Vegas, Nevada, 1973

SCHWIBACH, J., u.a.:

Methods and Results of Surveillance of Radionuclides Released from Nuclear Power Plants

STH 5/77

Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes (1977)

SCHWIBACH, J. u.a.:

Untersuchungen über die Emission von Kohlenstoff-14-Verbindungen aus kerntechnischen Anlagen

STH 20/1979

Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes (1979)

SMIDT, D.:

Reaktortechnik Band I und II

Verlag Braun, Karlsruhe (1976)

UNSCEAR:

Sources and Effects of Ionizing Radiation

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

United Nations (1977)

USDOE 28:

U.S. Department of Energy

Technology for Commercial Radioactive Waste Management

DOE/ET - 0028 (1979)

WINKELMANN, I.:

Bestimmung von Einzelnukliden in Aerosol- und Jodfilterproben aus der Abluft der Kernkraftwerke Gundremmingen, Obrigheim, Würgassen und Stade in den Jahren 1972 und 1973

STH 9/74 Bundesgesundheitsamt

Institut für Strahlenhygiene Neuherberg (1974)

WINKELMANN, I., u.a.:

Zusammenstellung der bei der Untersuchung von Aerosol und Jodfilterproben aus der Abluftüberwachungsanlage der Kernkraftwerke Gundremmingen, Obrigheim, Würgassen, Stade, Lingen und Biblis im Jahre 1974 ermittelten Einzelnuklide

STH 6/75 Bundesgesundheitsamt

Institut für Strahlenhygiene Neuherberg (1975)

Literatur zu Kap. 4:

APSIMON, H.M., EARNSHAW, D., GODDARD, A.J.H. and WRIGLEY, J.:

On the Importance of the Vertical Structure of the Boundary Layer in
Modelling the Long Range Transport Following an Accidental Release of
Pollutant

WMO Symposium on Boundary-Layer Physics Applied to Specific Problems
of Air Pollution,
Norrköping, 1978

APSIMON, H.M., WRIGLEY, J., GODDARD, A.J.H.:

Research Contract Report, 1981, unveröffentlicht

BMI (Bundesministerium des Innern):

Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radio-
aktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer

Gemeinsames Ministerialblatt, Nr. 21, S. 369
Bonn, August 1979

Deutscher Wetterdienst:

Klimaatlant der deutschen Bundesländer: Schleswig-Holstein, Nieder-
sachsen (Hamburg, Bremen), Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Hessen,
Baden-Württemberg, Bayern

Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach

HALBRITTER, G. u.a.:

Umweltauswirkungen von Kernkraftwerken und Anlagen des kerntechnischen
Brennstoffkreislaufs

KfK 2704, Kernforschungszentrum Karlsruhe, 1978

KIEFER, H., KOELZER, W.:

Abteilung Sicherheit

Jahresbericht 1978 der Abteilung Sicherheit, KfK 2775, 1979

MANIER, G., DIETZER, B.:

Untersuchungen der Einflüsse der Orographie auf den Zusammenhang zwischen den Häufigkeitsverteilungen des geostrophischen Windes und des Bodenwindes

4. Teilbericht zu dem vom Umweltbundesamt geförderten Forschungsvorhaben: "Festlegung und Vorhersage der Ausbreitungsbedingungen in der Bundesrepublik Deutschland"

UB II 2-320-01-38/73

SCHIRMER, H.:

Klima

Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland

Gesamtleitung Reiner Keller

Deutsche Forschungsgemeinschaft, 1979

Literatur zu Kap. 5:

ANS (American Nuclear Society):

ANS-Report No. 212, May 1980

BMFT (Bundesministerium für Forschung und Technologie):

Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke
TÖV Rheinland, Köln 1980

BMI (Bundesministerium des Innern):

Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
Gemeinsames Ministerialblatt 1974, S. 426, 452

BMI (Bundesministerium des Innern):

Strahlenschutzverordnung
Bundesgesetzblatt vom 21.1.1977, S. 184 und vom 1.2.1977, S. 269

BMI (Bundesministerium des Innern):

Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer
Gemeinsames Ministerialblatt, Nr. 21, S. 369 ff
Bonn, August 1979

BMI (Bundesministerium des Innern):

Statusbericht über den Transfer von Radionukliden
Bonn, Januar 1980

BUCH, A.:

Planung und Standortwahl von Kraftwerken
Krausskopf-Verlag, Mainz, 1973

C.E.C. (Commission of the European Communities):

Methodology for Evaluating the Radiological Consequences of Radioactive Effluents Released in Normal Operations
Harwell, United Kingdom, Fontenay - aux-Roses, France,
July 1979

ICRP Heft 26 (International Commission on Radiological Protection):

Veröffentlichungen der internationalen Strahlenschutzkommission
Empfehlungen der internationalen Strahlenschutzkommission
Deutsche Ausgabe herausgegeben vom Bundesgesundheitsamt der Bundesrepublik
Deutschland, Eidgenössischen Gesundheitsamt Schweiz, Bundesministerium für
Gesundheit und Umweltschutz der Republik Österreich
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 1978

ICRP Heft 27 (International Commission on Radiological Protection):

Probleme bei der Entwicklung eines Schadensindex
Veröffentlichungen der internationalen Strahlenschutzkommission
Empfehlungen der internationalen Strahlenschutzkommission
Deutsche Ausgabe herausgegeben vom Bundesgesundheitsamt der Bundesrepublik
Deutschland, Eidgenössischen Gesundheitsamt Schweiz, Bundesministerium für
Gesundheit und Umweltschutz der Republik Österreich
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 1979

ICRP Publication 30 Part 1 (International Commission on Radiological
Protection):

Limits for Intakes of Radionuclides by Workers
Annals of the ICRP Vol. 2, No 3/4, 1979

ICRP Publication 30 Supplement to Part 1 (International Commission on
Radiological Protection):

Limits for Intakes of Radionuclides by Workers
Annals of the ICRP Vol. 3, No 1-4, 1979

ICRP Publication 30 Part 2 (International Commission on Radiological
Protection):

Limits for Intakes of Radionuclides by Workers
Annals of the ICRP Vol. 4, No 3/4, 1980

ICRP Publication 30 Supplement to Part 2 (International Commission on
Radiological Protection):

Limits for Intakes of Radionuclides by Workers
Annals of the ICRP Vol. 5, No 1-6, 1981

JACOBI, W.:

Umweltradioaktivität und Strahlenexposition durch radioaktive Emissionen
von Kohlekraftwerken
GSF-Bericht S-760
Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH,
München, März 1981

KELLY, G.N., u.a.:

The Predicted Radiation Exposure of the Population of the European Community Resulting from Discharges of Krypton-85, Tritium, Carbon-14 and Iodine-129 from the Nuclear Power Industry to the Year 2000
Commission of the European Communities, Luxembourg, Sept. 1975

KOLB, W.:

Radioaktive Stoffe in Flugasche aus Kohlekraftwerken
PTB-Mitteilungen 89, 2/79, Braunschweig, Febr. 1979

MEHL, J.:

Radiation Exposure Control of Nuclear Power Plant Personnel in the Federal Republic of Germany
Int. Symp. on Operational Radiation Exposure in Nuclear Fuel Cycle Facilities, Los Angeles, Juni 1979

NEUMANN, G., HALBRITTER, G.:

Sensitivity Analysis of the Gaussian Plume Model
Atmospheric Pollution 1980,
Proceedings of the 14th International Colloquium,
Paris, France, May 5-8, 1980
Studies in Environmental Science, Vol. 8, S. 57-62

UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation):

Sources and Effects of Ionizing Radiation
United Nations, New York, 1977

USNRC (U.S. Nuclear Regulatory Commission):

Regulatory Guide 1.109, Revision 1
Calculation of Annual Doses to Man from Routine
Releases of Reactor Effluents for the Purpose of Evaluating Compliance
with 10 CFR Part 50, Appendix I
Washington, Oct. 1977

Literatur zu Kap. 6:

HALBRITTER, G., PASCHEN, H., SCHIKARSKI, W., UNGER, H.:

Zur Bewertung von Methoden der Erfassung und des Vergleichs von Umwelt-
auswirkungen verschiedener Energiesysteme
Vortrag auf der Jahrestagung Kerntechnik 81
Düsseldorf, 24.-26.3.1981

Sachverständigenrat für Umweltfragen:

Energie und Umwelt
Sondergutachten
Wiesbaden, März 1981

MATHIES, M., PARATZKE, H.G., JACOBI, W.:

Die zukünftige radiologische Belastung durch Kohlenstoff-14
Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung München
GSF-Bericht S-621
München, März 1979