



KERNFORSCHUNGSANLAGE JÜLICH
GESELLSCHAFT MIT BESCHRÄNKTER HAFTUNG
in Zusammenarbeit mit der
GESELLSCHAFT FÜR KERNFORSCHUNG m.b.H. KARLSRUHE

Kernenergie und Umwelt

**Studie im Auftrag des Bundesministeriums
für Forschung und Technologie**

zusammengestellt von

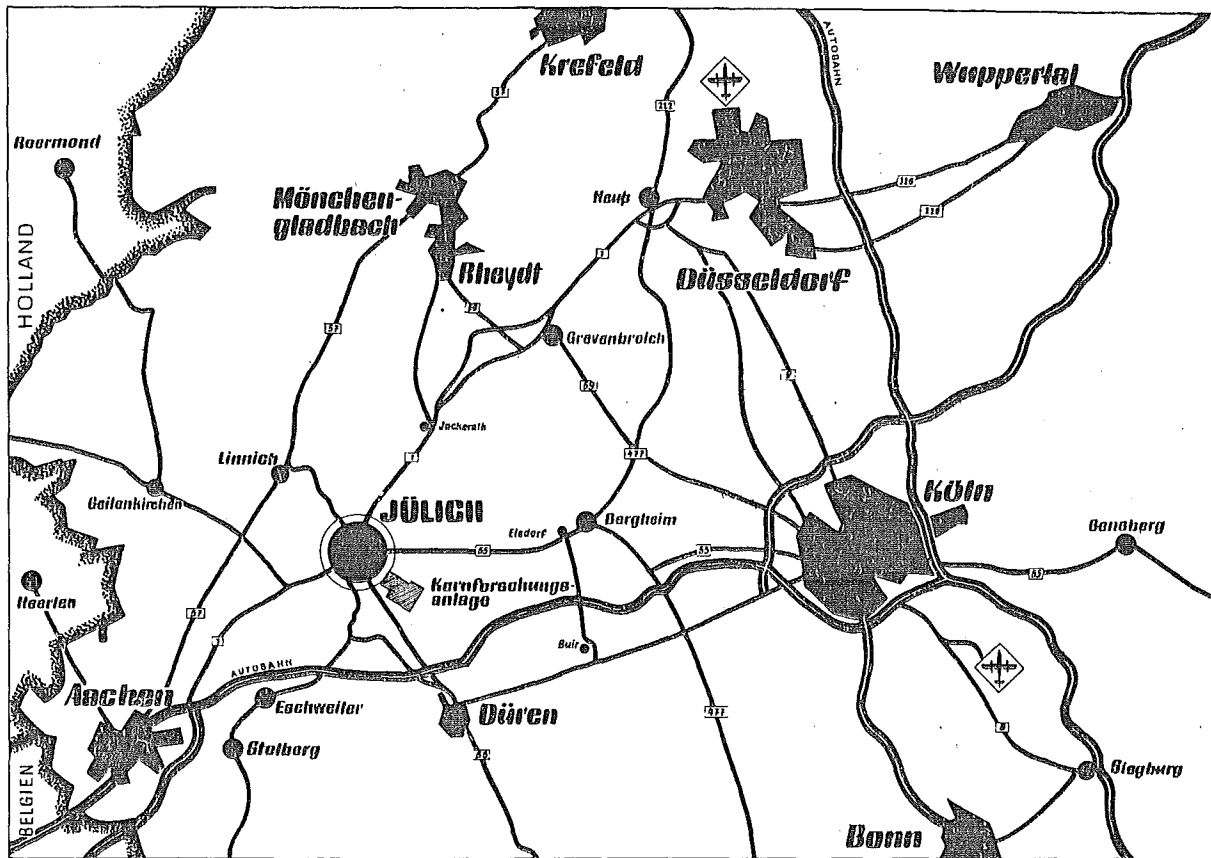
H. Büker, P. Jansen, W. Sassin, W. Schikarski

Teil IV der Studienreihe

**Technischer und wirtschaftlicher Stand sowie Aussichten
der Kernenergie in der Kraftwirtschaft der BRD**

Jül - 929 - HT - WT
KFK - 1366
März 1973

Als Manuskript gedruckt



Berichte der Kernforschungsanlage Jülich - Nr. 929
Berichte der Gesellschaft für Kernforschung Karlsruhe - 1366

Dok.: Nuclear Power - Environment
 Electric Power - Environmental Pollution
 Process Heat - Environmental Pollution
 Reactor Fuel - Environmental Pollution
 Conventional Fuel - Environmental Pollution
 Waste - Heat
 Cooling - Water
 Air Pollution
 Water Pollution
 Energy - Use
 Energy - Pollution

Im Tausch zu beziehen durch: ZENTRALBIBLIOTHEK der Kernforschungsanlage Jülich GmbH,
 und ZENTRALBÜCHEREI der Gesellschaft für Kernforschung mbH, Karlsruhe
 Bundesrepublik Deutschland

Kernenergie und Umwelt

**Studie im Auftrag des Bundesministeriums
für Forschung und Technologie**

zusammengestellt von

H. Büker, P. Jansen, W. Sassin, W. Schikarski

mit Beiträgen von:

H. Büker,* G. Eickhoff,* H. Engelhardt,* G. Halbritter,** I. Heller,*
P. Jansen,** S. Jordan,** R. Kraemer,** H. Krause,** G. Löhr,**
Ch. Manthey,* F. Niehaus,* W. Sassin,* W. Schikarski**

* Kernforschungsanlage Jülich

** Kernforschungszentrum Karlsruhe

Teil IV der Studienreihe

**Technischer und wirtschaftlicher Stand sowie Aussichten
der Kernenergie in der Kraftwirtschaft der BRD**

Büroexemplar Gesellschaft für Kernforschung m. b. H. Karlsruhe	Nr. 1
--	----------

(

(

1. The first part of the document discusses the importance of maintaining accurate records of all transactions and activities. It emphasizes that this is essential for ensuring transparency and accountability in the organization's operations.

2. The second part of the document outlines the various methods and tools used to collect and analyze data. It highlights the need for consistent and reliable data collection processes to support informed decision-making.

3. The third part of the document focuses on the role of technology in modern data management. It discusses how advanced software solutions can streamline data collection, storage, and analysis, leading to more efficient and effective operations.

4. The final part of the document provides a summary of the key findings and recommendations. It stresses the importance of ongoing monitoring and evaluation to ensure that the data management processes remain up-to-date and effective.

Für wertvolle Anregungen und Informationen danken die Autoren folgenden Herren und Institutionen

Lt.Reg.-Dir. Dr. Eckoldt und ORR Dr. Knöpp von der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

Reg.-Dir. Caspar vom Deutschen Wetterdienst, Offenbach

Dr. B. Bergmann, Dr. H. Krämer, Kernforschungsanlage Jülich

Prof. Dr. W. Häfele, Prof. Dr. H. Kiefer, Dr. H. Stehfest, Kernforschungszentrum Karlsruhe

Im Bereich des Kernforschungszentrums Karlsruhe waren an der Anfertigung der Studie beteiligt:

- Institut für Angewandte Systemtechnik und Reaktorphysik*
- Abteilung Dekontaminationsbetriebe*

Im Bereich der Kernforschungsanlage Jülich waren an der Anfertigung der Studie beteiligt:

- Wissenschaftlich-technische Abteilung*
- Projekt Hochtemperaturreaktor mit Heliumturbine*
- Institut für Reaktorentwicklung*



INHALTSVERZEICHNIS

1.	Einleitung	1
2.	Belastung der Gewässer	6
2.1	Frischwasserkühlung	7
2.2	Nasse Rückkühlung	15
2.3	Tendenzen beim Abwärmeproblem	19
2.4	Radiologische Belastungen	25
3.	Atmosphärische Belastungen	29
3.1	Lokale Schadstoffbelastungen	29
3.1.1	Kernkraftwerke	29
3.1.2	Fossil beheizte Kraftwerke	33
3.1.3	Zulässige Schadstoffkonzentrationen	35
3.2	Umweltbelastungen durch die gesamte Energieerzeugung im Vergleich	38
3.2.1	Modell zur Ermittlung von Immisionsbelastungen	38
3.2.2	Gegenwärtige Schadstoffbelastung in der BRD	41
3.2.3	Gegenwärtige Schadstoffbelastung im Verdichtungsraum Rhein/Ruhr	44
3.3	Vergleich der atmosphärischen Schadstoffbelastungen durch die verschiedenen Energieträger bei der elektrischen Energieerzeugung	46
3.4	Veränderungen der atmosphärischen Schadstoffbelastungen durch den Einsatz von Kernenergie in speziellen Bereichen der Energieerzeugung	50
3.4.1	Kernenergie in der Industriegruppe Chemie	52
3.4.2	Kernenergie in der Industriegruppe Eisen und Stahl	56
3.4.3	Energieversorgung der Haushalte	65
3.4.4	Einfluß der Elektrifizierung des Pkw-Verkehrs auf die Schadstoffbelastung	68
4.	Spezielle Belastungen durch den Brennstoffkreislauf	76
4.1	Transport bestrahlter Kernbrennstoffe	76
4.2	Wiederaufarbeitungsanlagen	84
4.3	Radioaktive Abfälle	88
4.4	Globale Belastungen	94
5.	Schlußfolgerungen	102
5.1	Zusammenfassung	102
5.2	Langfristig zu bearbeitende Probleme	104
	Literatur	106



1. Einleitung

Kernenergieanlagen belasten unsere Umwelt in zweierlei Weise, durch die Abwärme bei der Stromerzeugung und durch die Freisetzung radioaktiver Stoffe aus Reaktoren und den Anlagen für den Brennstoffkreislauf.

Die immer wieder erhobenen Forderungen bei jeder einzelnen Anlage, die Belastungen möglichst niedrig zu halten, sind verständlich, lenken jedoch vom Kern der Umweltproblematik ab. Diese hat sich längst von der lokalen und damit von der einzelnen Anlage weg auf die regionale Ebene verschoben und berührt in einigen Fällen globale Aspekte. Man muß sich verdeutlichen, daß Abwärmeprobleme durch den Energiebedarf an sich auftreten und die Problematik der Schadstoffbelastung der Atmosphäre ihren Ursprung überwiegend in der Gesamtenergieerzeugung aus fossilen Brennstoffen hat. Die Sensibilität gegenüber Kernkraftwerken andererseits rührt wohl vom Schrecken der ersten Atombombenexplosion her.

Wie die Situation unserer Gewässer beweist, führt die Verfrachtung der durch Kommunen und Industrie verursachten Abfallstoffe flußabwärts bei Überschreitung der natürlichen Selbstreinigungskraft nicht nur nicht zur Reinhaltung der eigenen Umgebung, sondern zur Gefährdung der Wasserversorgung aller Anlieger. In ähnlicher Weise vollzieht sich heute eine Inanspruchnahme des Verdünnungspotentials der Luft über dicht besiedelten Gebieten, die bedrohliche Ausmaße annimmt.

Es ist das Anliegen dieser Studie, die Belastungen, die von dem bestehenden und zukünftig möglichen Einsatz der Kernenergie ausgehen, in den Rahmen der Gesamtbelastung von Luft und Wasser zu stellen, die nicht allein von der Energieerzeugung herrührt. Gleichzeitig wird damit der Versuch unternommen, Ansatzpunkte für eine Bewertung solcher technologischer Forschungsprojekte zu finden, deren Ergebnisse vor allem zur Lösung zukünftiger Probleme vonnöten sind.

Unter das Stichwort "Kernenergie und Umwelt" fallen grundsätzlich zwei verschiedenartige Betrachtungsweisen, nämlich erstens die Betrachtung der Umweltbelastungen bei Normalbetrieb und zweitens die Frage nach den Unfallrisiken und den daraus ableitbaren Umweltbelastungen. In dieser Studie soll nur die erste Art von Umweltbelastungen, nämlich jene bei Normalbetrieb, betrachtet werden. Die Gründe hierfür sollen an dieser Stelle durch eine kurze Schilderung der Situation im Zusammenhang mit Unfallrisiken gegeben werden.

Das in einem Kernreaktor am Ende eines Betriebszyklus enthaltene Inventar an Radioaktivität ist im Vergleich zu den biologisch unbedenklichen Aktivitätsmengen (siehe Anlage I/1. zur SVO ¹) hoch (z.B. hat ein LWR 20 min nach Abschalten ca. 5 Ci/W_{th}). Entsprechende Maßnahmen sind notwendig, um den Verbleib dieses Inventars im Reaktor mit Sicherheit zu gewährleisten. Ein besonderer Zug in der sicheren Handhabung der friedlichen Nutzung der Kernenergie ist der, daß ein erhebliches Ausmaß an Sicherheitsvorkehrungen erarbeitet worden ist, ohne daß es zu dem normalen Lernprozeß durch konkrete Unglücksfälle hat kommen müssen, wie es in den meisten anderen Technologien der Fall war ². Die gedankliche Konstruktion von möglichen Unfällen und ihr Abfangen verbleibt im Hypothetischen und führt somit zu einem offenen Ende aller Sicherheitsbetrachtungen. Sie können nicht durch Experimente allein endgültig untermauert werden. Dies führt dazu, daß das Zustandekommen eines Urteils über das Ausmaß erforderlicher Vorsichtsmaßnahmen und die Akzeptierbarkeit eines Restrisikos über den Wissenschaftsbereich hinausgeht. Dies ist ein Grund, warum in dieser Studie eine detaillierte Behandlung des Problems des Unfallrisikos bei Kernkraftwerken ausgeklammert wird.

Ein weiterer Grund für die Ausklammerung einer detaillierten Behandlung der Frage des Unfallrisikos bei Kernkraftwerken ist, daß das nach bestem Bemühen der Wissenschaftler verbleibende Restrisiko als unbedeutend gegenüber vielen anderen in unserer Gesellschaft längst akzeptierten Risiken angesehen werden kann. Dies wird vor allem in ³ und ⁸ näher ausgeführt.

Es sei berichtet, daß bisher in der westlichen Welt ca. 500 TWh elektrische Energie im zivilen Bereich aus Kernkraftwerken erzeugt wurden, wobei im Bereich einer sich im Experimentierstadium befindlichen amerikanischen

Wiederaufarbeitungsanlage ein Todesfall zu beklagen ist ⁷. 500 TWh entsprechen dem Betrieb von 80 000 MWe über ein Jahr. Eine detailliertere Behandlung der Sicherheitsphilosophie zur Kernenergie findet sich in ⁴. In diesem Zusammenhang sei auch auf die Arbeit von CH. STARR zum Problemkreis "how Safe is Safe Enough" hingewiesen, in der vor allem eine Methodik des Umgangs mit Risiken dargestellt wird (siehe z.B.⁶).

Die nachfolgenden Überlegungen konzentrieren sich auf Umweltbelastungen bei Normalbetrieb. In die Untersuchungen der Umweltbelastungen der Kernenergie bei Normalbetrieb wird die Unfallgefahr beim Transport radioaktiven Materials aufgenommen. Dies erfolgt aus folgendem Grund: der Transport zwischen zwei kerntechnischen Anlagen findet, wenn auch mit entsprechenden Vorsichtsmaßnahmen, auf normalen Verkehrswegen statt. Die Unfallursache geht also auf nicht kernenergiespezifische Risiken zurück. Die Unfallfolgen können allerdings kernenergiespezifisch sein.

In demselben Sinne beschränkt sich eine Betrachtung der Transportrisiken aber auch nur auf den Teil, der mit der Benutzung der öffentlichen Verkehrswege zu tun hat. Die Handhabung der Brennelemente innerhalb kerntechnischer Anlagen ist nicht Gegenstand von Überlegungen dieser Studie.

Eine Besonderheit dieser Studie liegt in dem Versuch, Umweltbelastungen nicht auf die Untersuchung von Schadstoffemissionen zu beschränken, sondern die auftretenden Immissionsbelastungen zu erarbeiten und in ihrem Schadenspotential zu bestimmen. Ein Modell zur Behandlung des Emissions-Immissions-Schadens-Zusammenhanges, d.h. der Errechnung der Schadstoffkonzentration und deren Bevölkerungsbelastung, bedingt durch die Schadstoffemissionen, wird vorgestellt und damit sowohl ein quantitativer Schadensvergleich verschiedener Schadstoffemissionen als auch eine Beurteilung der einzelnen Schadstoffbelastungen bzw. Schadstoffemittenten an der Gesamtbelastung bei verschiedenen meteorologischen Bedingungen und in verschiedenen Regionen möglich. Die Studie geht damit einen ersten Schritt in Richtung einer Beurteilungsmöglichkeit der Frage, was als zumutbar angesehen werden kann, während sonst nur Emissionsvergleiche vorgenommen werden. Technologie- und Standortdiskussionen können damit auf rationalerer Basis angegangen werden. Die nach der ersten Strahlenschutzverordnung maximal zulässige Strahlenbelastung für beruflich strahlenexponierte Personen, d.h. für Personen,

die in Strahlenbetrieben beschäftigt sind, beträgt 5 rem/a, mit der Einschränkung: maximal 3 rem/13 Wo. Jugendliche unter 18 Jahren, schwangere und stillende Frauen dürfen in Strahlenbetrieben nicht beschäftigt werden. Für die Allgemeinbevölkerung gibt die Erste Strahlenschutzverordnung in Übereinstimmung mit der ICRP-Empfehlung ⁵ eine höchstzulässige Strahlenbelastung von rund 150 mrem/a an (5 rem in 30 Jahren).

Darüber hinaus wird es als sinnvoll angesehen, hiervon von seiten der Kernenergie nicht mehr als 60 mrem/a in Anspruch zu nehmen, wovon 30 mrem/a der Belastung der Bevölkerung über die Atmosphäre durch Radionuklide und 30 mrem/a der Belastung der Bevölkerung über Trinkwasser, Nahrungsmittel etc. zugeordnet werden. Im Vergleich hierzu beträgt die mittlere natürliche Personendosis in der BRD 120 mrem/a. Mit je 100 m Höhenzunahme steigt im unteren Bereich der Atmosphäre der Betrag der Höhenstrahlung um ca. 5 mrem/a. Auch verschiedene Gesteinsformationen bringen Unterschiede. In Freudenstadt liegt der Wert z.B. bei 150 mrem/a. An den hier angegebenen gegenüber den ICRP-Empfehlungen reduzierten Werten für die maximal zulässigen radioaktiven Belastungsgrenzen muß man die tatsächlichen Effekte der Kernenergie messen.

Als Orientierungswerte für den Energiebedarf und seine Entwicklung werden für die Betrachtungen dieser Studie folgende Annahmen gemacht:

Im Jahre 1970 betrug die Gesamtenergieerzeugung $2850 \text{ TWh}_{\text{th}}$, dem entsprechen 350 Mio t SKE. Es wird für den Zeitraum 1970 bis maximal 2000, den diese Studie betrachtet, eine Zuwachsrate für den Gesamtenergiebedarf von 4 %/a angenommen. Die elektrische Energieerzeugung betrug 1970 ca. 250 TWh_e , davon wurden 228 TWh_e aus fossilen Brennstoffen erzeugt. Die installierte Engpaßleistung betrug ca. 50 GWe. Die mittlere Zuwachsrate für elektrische Energieerzeugung beträgt ca. 6,5 %/a. Der Anteil der Kernenergie wächst von einem zunächst noch unbedeutenden Anteil 1980 auf 20 % der installierten elektrischen Kraftwerksleistung, 1990 auf ca. 40 %. Der Einsatz der Kernenergie in anderen Bereichen wird in den Jahren 1980 - 1990 beginnen.

Die Kernkraftwerkstypen, die in die Betrachtungen dieser Studie einbezogen werden, sind die derzeit ökonomisch konkurrenzfähigen Leichtwasserreaktoren (LWR) vom Siedewassertyp (SWR) und vom Druckwassertyp (DWR). Zum Teil werden Aspekte mit berücksichtigt, die durch den Einsatz von Thorium-Hochtemperatur-Reaktoren (HTR) und Schnellen natriumgekühlten Brutreaktoren (SNR)

ab 1980 - 1985 auftreten. Besondere Betrachtung erfahren auch die folgenden Teile des Brennstoffzyklus: der Transport, die Wiederaufarbeitungsanlagen, die Abfallbeseitigung und die Endlagerung.

2. Belastung der Gewässer

Die zukünftig bei der Stromerzeugung anfallenden Abwärmemengen ergeben sich aus den Prognosen über die Entwicklung des Strombedarfs und des Kraftwerkszubaues. Heute arbeiten 55 % der installierten Kraftwerksleistung mit Frischwasserkühlung, der Rest mit nasser Rückkühlung und im Mischbetrieb. Überträgt man die vorliegenden Abschätzungen für den Rhein auf die anderen Flüsse der BRD, dann zeigt sich, daß rund die Hälfte des bis 1980 erforderlichen Kraftwerkszubaues das noch verbleibende Aufnahmevermögen für Wärmeeinleitung voll ausschöpft. Die wahrscheinliche obere Grenze für die gleichzeitige Wasserentnahme als Zusatzwasser für nasse Rückkühlung liegt bei 3 % NQ (Niedrigwasser). Damit werden für den weiteren Kraftwerkszubau etwa ab 1980 beide Wasser beanspruchenden Kühlverfahren durch die trockene Luftkühlung ersetzt werden müssen. Auch eine Erhöhung des Limits für die Wasserentnahme auf 5 % oder 7 % NQ kann diesen Übergang nur ca. 2 bzw. 4 Jahre hinausschieben.

Einer vollständigen Nutzung der insgesamt verfügbaren Kühlkapazität der Gewässer der BRD stehen die Stromübertragungskosten im Wege. Rechnet man die höheren Kosten für die Luftkühlung gegen die Übertragungskosten auf, dann ergeben sich je nach Kraftwerkstyp wirtschaftliche Grenzentfernungen zu Kühlwasservorkommen zwischen etwa 50 und 200 km. Die für die BRD gewählte pauschale Betrachtungsweise liefert daher auch für Gebiete in der Größe einzelner Bundesländer hinreichend genaue Aussagen. In dem gesondert betrachteten Beispiel Nordrhein-Westfalen mit der höchsten Zubauleistung steht durch den Braunkohlentagebau aus der Grundwasserabsenkung anfallendes Zusatzwasser zur Verfügung. Die hier ohne dieses Grundwasser schon 1975/76 erreichte Erschöpfung der Oberflächengewässer verschiebt sich daher etwa auf den für den Bundesdurchschnitt geltenden Zeitpunkt 1980. Auch durch die Entwicklung neuer Übertragungstechniken - z.B. Tieftemperaturkabel - ist keine Veränderung dieser Situation zu erwarten.

Neben der Abwärme geben Kernkraftwerke auch geringe Mengen radioaktiver Stoffe an die Flüsse ab. Unter Berücksichtigung des voraussichtlichen Zubaues von Kernkraftwerken und der bestehenden Grenzwerte für die Emission radioaktiver Stoffe beim einzelnen Kraftwerk ist bis über das Jahr 2000 hinaus eine Unterschreitung der maximal zulässigen Konzentrationen in den Flüssen gewährleistet.

2.1 Frischwasserkühlung

Die Erzeugung elektrischer Energie aus Wärme ist naturbedingt mit der Produktion von Überschuwärme verbunden. Diese prozeßbedingte Abwärme thermischer Kraftwerke muß durch Kühlung abgeführt werden, soweit sie nicht durch Abgase, Schlacken, Abdampf, Wärmeleitung und Wärmestrahlung verloren geht. Als Abkühlungsmedien kommen praktisch nur Wasser oder Luft in Frage. Man unterscheidet drei Gruppen von Kühlverfahren: die Frischwasserkühlung, die Kühlung mit Naßkühltürmen und die Kühlung mit Hilfe von Trockenkühltürmen (Luftkühlung). Eine thermische Gewässerbelastung (Abwärme) tritt praktisch nur bei der Frischwasserkühlung auf, während bei der Kühlung mit Naßkühltürmen merkliche Wasserverluste durch Verdunstung auftreten. Mit gewissen Wasserverlusten ist allerdings auch bei Frischwasserkühlung zu rechnen, da sich das Flußwasser im wesentlichen durch Verdunstung wieder abkühlt. Diese Verluste betragen etwa 50 % der beim Naßkühlturbetrieb entstehenden Verdunstungsverluste. Sie verteilen sich über die jeweilige Abkühlstrecke im Fluß.

Der Umfang, in dem Gewässer für Kühlzwecke beansprucht werden, hängt von der Menge der Überschuwärme ab, die bei der elektrischen Energieerzeugung entsteht, d.h. sie ist abhängig vom Wirkungsgrad des Kraftwerks. Bei modernen fossil beheizten Wärmekraftwerken werden etwa das 1,4-fache der erzeugten elektrischen Nettoleistung als Überschuwärme an das Abkühlungsmedium abgegeben. Bei heutigen Kernkraftwerken ist es etwa das 1,8-fache. Fossil beheizte Kraftwerke erreichen heute Gesamtwirkungsgrade (Verhältnis von elektrischer Leistung zur Primärleistung) in der Größenordnung von etwa 40 %, während die heute üblichen Kernkraftwerke mit Druck- oder Siedewasserreaktoren Wirkungsgrade von weniger als 35 % erreichen, was durch die begrenzte Temperaturfestigkeit der hier verwendeten Reaktorwerkstoffe bedingt wird. Demgegenüber rechnet man auch in Zukunft bei den Reaktoren der "nächsten Generation", den gasgekühlten Hochtemperaturreaktoren sowie den Schnellen Brutreaktoren mit Gesamtwirkungsgraden, die denen fossil beheizter Kraftwerke entsprechen. Die Energieverluste durch Abgase, Schlacken, thermische Isolationsverluste und dergleichen betragen bei fossil beheizten Kraftwerken etwa 10 % und bei Kernkraftwerken 4 %. Von einem fossil beheizten Kraftwerk werden demnach je 100 MW elektrischer Leistung etwa 33 Mcal/s als Überschuwärmemenge an das Abkühlungsmedium abgegeben, bzw. von einem entsprechenden Kernkraftwerk mit Druck- oder Siedewasserreaktor

etwa 43 Mcal/s.

Anfang 1970 betrug die in der Bundesrepublik installierte elektrische Engpaßleistung etwa 50.000 MW^{9,10}. Da man mit einer jährlichen Steigerungsrate der Engpaßleistung in der BRD von etwa 6,5 % rechnet, werden zwischen 1970 und 1980 in etwa weitere 50.000 MWe installiert werden und zwischen 1980 und 1990 nochmals etwa 100.000 MWe, so daß bis Anfang der 90er Jahre insgesamt 200.000 MWe installiert sein werden⁹. Da in der Bundesrepublik keine nennenswerten Wasserkräfte mehr zur Verfügung stehen, muß der gesamte Zuwachs des Strombedarfs aus thermischen Kraftwerken gedeckt werden. Man nimmt an, daß die Kernenergie 1980 einen Anteil von etwa 20 % und 1990 einen Anteil von etwa 40 % an der Gesamtstromerzeugung haben wird. Inwieweit die neu zuzubauenden Kraftwerke für Frischwasserkühlung oder für Naßkühlturbetrieb ausgelegt werden, hängt im wesentlichen von der thermischen Belastbarkeit der Gewässer sowie von den vertretbaren Wasserverlusten durch Verdampfung ab.

Die Frischwasserkühlung ist die billigste Möglichkeit, die Überschußwärme eines thermischen Kraftwerks abzuführen. Aus diesem Grunde ist man bestrebt, einen Kraftwerksbetrieb möglichst mit Frischwasserkühlung zu verwirklichen. Das bedeutet, daß man Kraftwerke möglichst an solchen Gewässern bauen wird, die mindestens für den größten Teil des Jahres Frischwasserkühlung gestatten.

Die Anlagekosten für die Frischwasserkühlung und die Kühlung mit Naßkühltürmen sind etwa gleich⁹. Wegen der höheren Betriebskosten und der Verschlechterung des Wirkungsgrades erhöhen sich beim Kühlturbetrieb jedoch die Stromerzeugungskosten, und zwar um etwa 5 - 6 % bei Kernkraftwerken und um 4 - 5 % bei fossil beheizten Kraftwerken⁹. Außerdem wird der Geländebedarf des Kraftwerks durch die Kühltürme beträchtlich erhöht. Gemäß VDEW-Statistik waren im Jahre 1969 etwa 55 % der installierten Leistung mit Frischwasserkühlung ausgestattet, etwa 35 % entfielen auf Rückkühlbetrieb mit Naßkühltürmen und 10 % entfielen auf Mischbetrieb, das heißt, Frischwasserkühlung kombiniert mit Naßkühlturbetrieb. Der Rückkühlbetrieb wurde bei einem Teil der Kraftwerke nicht primär durch die thermische Belastbarkeit der Gewässer bestimmt, sondern durch den Standort. Als Beispiel seien die Braunkohlenkraftwerke genannt. Der Standortvorteil -"auf der Kohle"- und die niedrigen Brennstoffkosten überwiegen bei ihnen die erhöhten Kosten durch den Rückkühlbetrieb.

Das Prinzip der Frischwasserkühlung ist die Kühlung in einem Durchlaufverfahren ohne Phasenwechsel des Kühlmediums: Das Wasser wird dem Fluß entnommen, geht dann durch den Kondensator, wo es erwärmt wird und geht im Anschluß daran, mit der Abwärme belastet, wieder zurück in den Fluß. Die bei diesem Kühlsystem erforderliche Wassermenge ergibt sich aus der zugelassenen Kühlwassererwärmung und der abzuführenden Überschuwärmemenge. Geht man davon aus, daß eine Wärmemenge von 1 Mcal erforderlich ist, um 1 m^3 Wasser um 1°C zu erwärmen, so ergibt sich bei einer Kühlwassererwärmung um 10°C für ein fossil beheiztes Kraftwerk ein Kühlwasserbedarf von 30 - 40 m^3/s je 1000 MW elektrischer Leistung und für ein Kernkraftwerk mit Druck- oder Siedewasserreaktor ein Kühlwasserbedarf von etwa 40 - 50 m^3/s je 1000 MWe.

Die Probleme, die sich durch die Erwärmung der Gewässer durch die Einleitung von erwärmtem Kraftwerkskühlwasser ergeben, werden in einer Reihe einschlägiger Veröffentlichungen eingehend behandelt ¹¹⁻¹⁵. In den meisten Fällen wird die zulässige Wärmeeinleitung durch die Verunreinigung des Gewässers begrenzt. Als wichtigstes Kriterium gilt hierbei der Sauerstoffgehalt des Gewässers. Hohe Vorbelastung des Gewässers durch Verunreinigung bei gleichzeitig stärkerer Wärmeeinleitung kann gefährliche Auswirkungen auf das Gewässer haben. Der so verursachte schnelle Abbau der organischen Verschmutzungen führt zu einer Verringerung des vorhandenen, an sich schon relativ niedrigen, Sauerstoffgehaltes des Gewässers ²⁵. Das kann bis zur völligen Sauerstoffleere führen. Der aus ökologischen Gründen zu fordernde Mindestsauerstoffgehalt betragt 5 mg/l. Der geringe Sauerstoffgehalt kann zum Teil durch eine künstliche Belüftung des Gewässers ausgeglichen werden ^{11,26,27}. Eine Belüftung im Kraftwerk selbst ist der billigste Weg, das Ziel zu erreichen. Eine solche Belüftung kann beispielsweise durch geeignete Gestaltung des Kraftschlußbeckens, des Ablaufkanals und des Rückleitungsbauwerks geschehen ^{16,17}. Bei einer Belüftung in unmittelbarer Nähe des Kraftwerks ist jedoch zu bedenken, daß wegen der dort herrschenden relativ hohen Wassertemperatur sich niedrige Sauerstoff-Sättigungswerte ergeben, z.B. 7,5 mg/l bei 30°C , was eine Begrenzung der Sauerstoffaufladung bedeutet. Außerdem ist zu beachten, daß die Sauerstoffaufladung nicht an der Stelle des niedrigsten Sauerstoffgehaltes stattfindet. Diese Stelle kann mehrere Kilometer unterhalb des Kraftwerks liegen, so daß eine Gewässerbelüftung unabhängig vom Kraftwerk erforderlich werden kann, was zu einer erheblichen Verteuerung der Frischwasserkühlung führt ¹¹. Es liegt z.Zt. noch nicht genug Material vor, um Aussagen darüber machen zu können, in welchem Ausmaß der Bau von Belüftungsanlagen die Frischwasserkühlung verteuert.

Um zu vermeiden, daß durch die Einleitung von erwärmtem Kühlwasser an einem Gewässer größere Schäden entstehen, müssen Grenzwerte für die thermische Belastung festgelegt werden. Da man z.Zt. noch nicht genügend Detailkenntnisse über die vielfältigen Wirkungen von Wärmeeinleitungen in verunreinigte Gewässer besitzt, ist es sehr schwer, allgemein gültige Grenzwerte für die thermische Gewässerbelastung zu definieren. Um Unterlagen für die Beurteilung von Wärmeeinleitungen im Einzelfall erstellen zu können, hat eine, von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, eingesetzte Arbeitsgruppe von Sachverständigen unter Mitwirkung von Vertretern einschlägiger wissenschaftlicher Bundesanstalten, sowie von Wasserversorgungs- und Energieversorgungsunternehmen und der Industrie basierend auf dem heutigen Kenntnisstand "Grundlagen für die Beurteilung der Wärmebelastungen von Gewässern" ¹⁸ zusammengestellt. Folgende Grenzwerte gelten zur Zeit: die maximale Temperatur des wiedereinzuleitenden erwärmten Kühlwassers soll 30°C in der Regel nicht überschreiten, in Ausnahmefällen können max. 35°C zulässig sein; die Aufwärmspanne im Gewässer (ΔT) soll möglichst klein sein, im Normalfall soll sie die natürliche Temperatur um nicht mehr als $\Delta T_{\max} = 3^{\circ}\text{C}$ überschreiten; je nach Gewässerzustand kann die Aufwärmspanne ΔT_{\max} auch 5°C betragen; die Maximaltemperatur (T_{\max}) eines Gewässers soll folgende Werte nach völliger Durchmischung über den Querschnitt nicht übersteigen: $T_{\max} = 18^{\circ}\text{C}$ bei Gewässern, deren Charakter als ausgesprochene Salmonidengewässer erhalten bleiben soll, $T_{\max} = 25^{\circ}\text{C}$ bei Gewässern mit natürlichen sommerlichen Mitteltemperaturen zwischen 17 und 20°C, jedoch gelegentlichen Maxima bis 23°C, (sommerkühle Gewässer), $T_{\max} = 28^{\circ}\text{C}$ bei Gewässern mit natürlichen Sommertemperaturen bis über 25°C (sommerwarme Gewässer); der Sauerstoffgehalt im Gewässer darf auch unter dem Einfluß der Erwärmung nicht unter 5 mg/l absinken.

Mit Hilfe der genannten Grenzwerte kann die thermische Belastbarkeit eines Gewässers rechnerisch ermittelt werden, indem man einen sogenannten "Wärmelastplan" des betreffenden Gewässers aufstellt. Der erste Wärmelastplan wurde von der Arbeitsgemeinschaft der Länder zur Reinhaltung des Rheins für diesen Fluß aufgestellt und in seiner endgültigen Fassung Anfang 1972 veröffentlicht ¹⁸. Nach Angaben der für die Wasserwirtschaft zuständigen obersten Landesbehörden sollen für folgende Flüsse noch Wärmelastpläne aufgestellt werden: für die Untere Elbe, die Weser, den Main, die Donau, den Neckar und die Saar.

Bei der Erstellung des Wärmelastplans Rhein wurden für das Gebiet oberhalb von Basel folgende nach dem damaligen Kenntnisstand als vertretbar ange-sehene Grenzwerte für die Aufwärmung zugrunde gelegt $T_{\max} = 25^{\circ}\text{C}$, $\Delta T_{\max} = 3^{\circ}\text{C}$. Für das Gebiet unterhalb von Lauterbourg gelten die Grenzwerte $T_{\max} = 28^{\circ}\text{C}$, $\Delta T_{\max} = 5^{\circ}\text{C}$. Für das Gebiet zwischen Basel und Lauterbourg wurde ein geradliniger Übergang zwischen den genannten Werten angenommen. Das Er-gebnis der Berechnungen zeigt, daß die Grenzen der thermischen Belastbar-keit des Rheins einerseits durch die hohen Wassertemperaturen im Sommer und andererseits durch die Niedrigwasserführung im Herbst bestimmt werden. Im Sommer wird im Belastungszustand 1970 (installierte elektrische Leistung etwa 6000 MW) die natürliche Temperatur des Flusses durch künstliche Wärme-einleitung am Oberrhein um etwa $1,5^{\circ}\text{C}$ und am Niederrhein um maximal etwa 2°C erhöht, d.h. die zulässigen Grenzwerte werden noch nicht erreicht. Im Belastungszustand 1975 (mit Frischwasserkühlung installierte elektrische Leistung etwa 16000 MW) wird die Wärmebelastung des Rheins im Sommer die oben genannten Grenzwerte in den Räumen Mannheim/Biblis und Duisburg/Emmerich bereits erreichen; im Herbst 1975 ist unterhalb von Biblis bereits mit einem geringfügigen Überschreiten der thermischen Belastbarkeit zu rechnen. Aufgrund des Wärmelastplans ergibt sich, daß 1975 die Gesamtwärmebelastbarkeit des Rheins praktisch ausgeschöpft ist. Der ebenfalls im Wärmelastplan Rhein berücksichtigte Lastfall 1985 (mit Frischwasserkühlung installierte elektrische Leistung etwa 33000 MW) zeigt, daß in den Räumen Mannheim/Biblis und Düsseldorf/holländische Grenze die Temperaturgrenzwerte erheblich überschritten werden. Die für die Lastfälle 1975 und 1985 zugrunde gelegten Kraftwerksleistungen berücksichtigen die bereits heute im Bau be-findlichen bzw. bis zu diesen Zeitpunkten vorgesehenen Planungen thermischer Kraftwerke. Als Folgerung aus den Berechnungen des Wärmelastplans Rhein er-gibt sich, daß die für das Jahr 1975 geplante Gesamtinstallation am Rhein von 16000 MWe noch mit Frischwasserkühlung betrieben werden kann, allerdings kann in den Räumen Mannheim/Biblis und Duisburg/Emmerich eine zeitweise Drosselung der Wärmeeinleitungen erforderlich werden. Bei geeigneter Wahl der Einleitungsstellen dürfte es möglich sein, zusätzlich nochmals knapp 5000 MWe mit Frischwasserkühlung zu installieren. Daraus ergibt sich, daß am Rhein von der Aaremündung bis zur holländischen Grenze (Gültigkeitsbereich des Wärmelastplans) eine Kraftwerksinstallation von knapp 21000 MWe mit Frischwasserkühlung betrieben werden kann. Das bedeutet, daß die ab etwa der zweiten Hälfte der 70er Jahre am Rhein neu zu errichtenden Kraftwerke mit anderen Kühlsystemen - mit Naß- oder Trockenkühltürmen - ausgestattet

werden müssen.

In ¹⁹ kommt man hinsichtlich der zulässigen Kraftwerksbelegung des Rheins zu einem ähnlichen Ergebnis. Bei dieser Untersuchung wird eine mittlere Auslastbarkeit der Kraftwerke von 80 % zugrunde gelegt. Diese mittlere Auslastbarkeit berücksichtigt die Tatsache, daß die Kraftwerke aufgrund hydrologischer Bedingungen vorübergehend nur mit Teillast betrieben werden können. Unter der Annahme der Grenzwerte $T_{\max} = 25^{\circ}\text{C}$ und $\Delta T_{\max} = 5^{\circ}\text{C}$ kommt man zu einer maximal installierbaren Leistung von etwa 21000 MWe für Leichtwasserreaktoren, was etwa bis zum Beginn der 80er Jahre Kraftwerksinstallationen am Rhein mit Frischwasserkühlung gestatten würde. Bei $\Delta T_{\max} = 3^{\circ}\text{C}$ ist mit 12000 MWe für Leichtwasserreaktoren die mit Frischwasserkühlung installierbare Leistung am Rhein schon heute erschöpft. In ²⁵ wird im Zusammenhang mit der chemischen Gewässerbelastung auf die Gefährlichkeit von $\Delta T_{\max} = 5^{\circ}\text{C}$ quantitativ auf der Basis von Simulationen hingewiesen. Beim alleinigen Einsatz von Hochtemperaturreaktoren und Schnellen Brutreaktoren würde sich die bei $\Delta T_{\max} = 3^{\circ}\text{C}$ installierbare Leistung um zusätzliche 4000 MWe auf 16000 MWe erhöhen.

Für die anderen Gewässer der Bundesrepublik, die für Frischwasserkühlung von Kraftwerken infrage kommen, können leider z.Zt. noch nicht so detaillierte Angaben hinsichtlich der installierbaren Kraftwerksleistung gemacht werden. Das ist erst nach Aufstellung der entsprechenden Wärmelastpläne möglich. Eine grobe Abschätzung ergibt jedoch, daß die Kühlkapazität aller binnländischen Fließwässer, mit Ausnahme der Tideästuarien, unter optimistischen Annahmen zusätzlich zu der z.Zt. installierten Kraftwerksleistung noch eine Installation von etwa 25000 MWe mit Frischwasserkühlung in Engpaßzeiten gestattet ¹⁰. Aufgrund der eingangs gemachten Prognose, daß zwischen 1970 und 1980 eine Engpaßleistung von 50.000 MWe neu installiert werden wird, und unter der Annahme, daß wiederum 50 - 55 % dieser Leistung mit Frischwasserkühlung ausgestattet wird, läßt sich leicht abschätzen, daß Ende der 70er Jahre keine Kraftwerke mit Frischwasserkühlung mehr errichtet werden können.

Abschließend sei noch kurz auf die Möglichkeit der Seewassernutzung zu Kühlzwecken eingegangen. Die deutsche Küste bietet nur in sehr beschränktem Umfang die Möglichkeiten für eine Frischwasserkühlung mit Seewasser. Dieses liegt u. a. daran, daß an der deutschen Nordseeküste wegen des ausgedehnten Wattenmeeres im allgemeinen keine hinreichend großen Wassertiefen für eine

sichere Kühlwasserversorgung vorhanden sind. Um diese zu erreichen, müßten bis weit ins Meer hinausreichende Ein- und Auslaufbauwerke angelegt werden. An der deutschen Ostseeküste sind die Verhältnisse etwas günstiger. Hier gibt es jedoch andere Probleme, wie z.B. den Fremdenverkehr. Aufgrund englischer Erfahrungen kann man annehmen, daß bei optimaler Bodenbeschaffenheit, d.h. in diesem Falle felsiger Untergrund, die Frischwasserkühlung mit Seewasser nur so lange wirtschaftlich ist, wie der Tunnel des Ein- bzw. Auslaufbauwerks nicht länger als etwa 500m ist. Bei schlechter Qualität des Untergrundes, z.B. sandiger Untergrund, kann diese "Grenzlänge" für den Tunnel unter Umständen erheblich kürzer werden. Wenn die Frischwasserkühlung mit Seewasser wegen der großen erforderlichen Tunnellänge nicht mehr wirtschaftlich ist, bietet sich u.U. die Möglichkeit der "nassen Rückkühlung mit Seewasser" an. Ein Kraftwerk, das mit einem solchen Kühlsystem arbeitet, läuft in England (Kraftwerk "Fleetwood" des CEGB) seit etwa 20 Jahren ohne Störungen bezüglich des Kühlsystems. Für heutige Verhältnisse gültige Aussagen über die Anlagekosten dieses Kühlsystems liegen nicht vor. Aufgrund der guten bisherigen Betriebserfahrungen bei "Fleetwood" kann man jedoch sagen, daß man die Technologie eines solchen Kühlsystems sicher beherrscht.

Bei der Frischwasserkühlung mit Seewasser ist außer auf eine ausreichende Tunnellänge noch darauf zu achten, daß Ein- und Rücklaufstelle einen sehr großen Abstand voneinander haben, um einen Wärmekurzschluß zu vermeiden. Weitere Probleme treten durch die Fauna und Flora der Küstengewässer auf, z.B. durch starken Muschelbewuchs, durch das Massenauftreten von Quallen usw. Ein anderer Grund, der bei Seewassernutzung von großer Bedeutung ist, ist der Salzgehalt und damit die Aggressivität des Wassers. Das erfordert auf seiten des Kraftwerkes besondere Maßnahmen wie z.B. den Einsatz spezieller, auf die Qualität des benutzten Seewassers jeweils abgestimmter Legierungen für die Metallteile des gesamten Hauptkühlkreislaufs, qualitativ hochwertige Schutzbeschichtungen derselben und ggf. Kühlwasserleitungen aus Beton. Wie die Beispiele in England zeigen, beherrscht man heute die Technologie derartiger Kühlsysteme. Allgemein gültige Angaben über die Anlagekosten dieser Kühlsysteme können jedoch nicht gemacht werden, da sie extrem standortabhängig sind. So werden beispielsweise die Legierung der Metallteile und die Zusammensetzung des Betons für die Komponenten des Kühlsystems durch die Qualität des benutzten Seewassers bestimmt. Diese ist an einer Küste, die Flußmündungen und große Abwassereinleitungen aufweist, erheblichen örtlichen Schwankungen unterworfen. Außerdem bestimmt der Küstenstandort die

Länge des Tunnels für das Ein- bzw. Auslaufbauwerk. Grobe Abschätzungen des Central Electricity Generating Boards (CEGB) in England haben ergeben, daß bei optimalen Standortbedingungen und sauberem Seewasser mit Mehrkosten von etwa 0,1 £/kW gegenüber einer vergleichbaren Kühlung mit Süßwasser zu rechnen ist. Diese Kosten steigen sehr stark an, wenn die Wasserbedingungen oder die geologischen Standortbedingungen schlechter sind. So können die Mehrkosten beispielsweise auf das 6 - 8-fache ansteigen, wenn das zur Kühlung benutzte Seewasser mit Süßwasser vermischt ist, das seinerseits durch Abwässer stark verschmutzt ist. Solche Verhältnisse können im Mündungsbereich von Flüssen auftreten.

Wegen der Beschaffenheit der deutschen Seeküste, werden hier praktisch nur Kraftwerke mit nasser Rückkühlung errichtet werden können. Außerdem dürfte wegen der Abwassereinleitungen und Flußmündungen die Qualität des Seewassers nicht optimal sein, so daß sich erhöhte Kosten für den Korrosionsschutz (z.B. durch Wahl geeigneter Legierungen) der Komponenten des Kühlsystems ergeben. Insgesamt gesehen kann man sagen, daß sich für ein deutsches Küstenkraftwerk mit Seewasserkühlung gegenüber vergleichbarer Süßwasserkühlung eine erhebliche Erhöhung der Anlagekosten ergeben wird. Das Ausmaß dieser Kostenerhöhung kann nur für den speziellen Einzelfall ermittelt werden.

Für die Nutzung der Tideästuarien gilt ähnliches. Auch hier bewirken die starken Pegelschwankungen und die Aggressivität des Wassers eine merkliche Erhöhung der Anlagekosten. Obwohl ein Kraftwerksstandort im Bereich von Flußmündungen den Vorteil hat, daß durch die Tiden große Wassermengen an ihm vorbeibewegt werden, läßt sich das jedoch noch nicht auf große einleitbare Wärmemengen schließen; denn durch die Tiden wird praktisch dieselbe Wassermenge mehrfach - etwa bis zu 20-mal - am Kraftwerk vorbeibewegt, wenn die flußeigene Wasserführung gering ist. Das kann zu erheblichen Wasseraufwärmungen führen. Genauere Untersuchungen hierüber liegen z.Zt. jedoch noch nicht vor, so daß auch keine Aussagen über die Größe der insgesamt möglichen Wärmeeinleitung im Bereich der Tideästuarien gemacht werden können. Untersuchungen zu diesem Problemkreis werden z.Zt. bei einigen einschlägigen Instituten (z.B. bei der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz) durchgeführt. Da besonders im Bereich der Tideästuarien das Wasser aus einer Mischung von Süß- und Seewasser besteht, sind hier wie oben bereits erwähnt erhöhte Korrosionsschutzmaßnahmen erforderlich.

Die Auswirkungen der Kühlwassereinleitung - lokale Erwärmung des Meeres - auf die Ökologie des Meeres sind z.Zt. noch nicht eingehend untersucht. Solche Untersuchungen sind jedoch erforderlich, wenn in größerem Umfange Küstenstandorte für Kraftwerke gewählt werden, die mit einer Frischwasserkühlung ausgerüstet sind.

Schließlich sei noch erwähnt, daß aufgrund der Lage der Verbrauchsschwerpunkte in der Bundesrepublik eine Kraftwerkskonzentration an der Küste zu erheblichen Stromtransportkosten (vgl. 2.3) und Stromtransportproblemen führen würde.

2.2 Nasse Rückkühlung

Das Prinzip der nassen Rückkühlung ist charakterisiert durch die Rückkühlung des im Kondensator erwärmten Wassers im Luftstrom des Kühlturmes unter teilweiser Verdunstung. Da bei dieser Art der Kühlung die Temperatur im Kondensator höher liegt als bei Frischwasserkühlung, ist damit eine Verschlechterung des Wirkungsgrades verbunden. Diese Tatsache wirkt sich umso stärker aus, je niedriger die obere Temperatur des Wärme-Kraft-Prozesses liegt, d.h. sie fällt besonders bei Kraftwerken mit Leichtwasserreaktor ins Gewicht. Noch ausgeprägter ist die Wirkungsgradeinbuße bei der trockenen Rückkühlung, d.h. bei Luftkühlung. Trotz des verhältnismäßig geringen Wasserbedarfs der nassen Kühltürme wird auch diese Art der Kühlung nicht für eine beliebig lange Zeit angewendet werden können. Mit Rücksicht darauf, daß die Wasserführung der deutschen Flüsse häufig sehr weit zurückgeht und dadurch erhebliche Schwierigkeiten für die Wasserwirtschaft, insbesondere die Wasserversorgung entstehen, muß der Wasserverlust durch Kühlturbetrieb in Grenzen gehalten werden. Diese Grenzen werden durch die verschiedenen wasserwirtschaftlichen und ökologischen Funktionen bestimmt, die die einzelnen Flüsse erfüllen. Sofern eine Verminderung der Wasserführung nicht zugestanden werden kann, kommt als Alternative in Betracht, daß sich die EVU im Rahmen eines Wasserwirtschaftsplans für das betreffende Flußgebiet durch Beiträge zum Bau von Talsperren oder zum Speicherausbau von Seen einen Anteil am zusätzlichen Niedrigwasserabfluß sichern, der in Naßkühltürmen verbraucht werden kann. Dabei ist allerdings noch ungewiß, ob die vorhandenen Speichermöglichkeiten für eine solche Verwendung ausreichen. Welche durchschnittliche Verdampfungs-

rate für das Bundesgebiet zu erreichen sein wird, hängt davon ab, welche Rate von den Wasserwirtschaftsverwaltungen der Länder für die einzelnen Flüsse zugestanden wird. Angesichts der immer bedrohlicher werdenden Wasserknappheit ist nicht damit zu rechnen, daß im Mittel für das Bundesgebiet mehr als 3 % Verlust, auf NQ bezogen, zu erreichen ist²⁰. Was die klimatischen Auswirkungen anbetrifft, so dürfte eine Verdampfungsrate von 3 % NQ für das Gesamtgebiet der Bundesrepublik keine merklichen Auswirkungen haben. Tab. 1 zeigt den Wasserbedarf der verschiedenen Kraftwerkstypen sowie die bei 3 % Verdampfung pro 1000 MWe nötigen Abflusssmengen.

Tab.1 Wasserbedarf bei nasser Rückkühlung und benötigte Abflusssmenge (Mittelwerte)

Kraftwerkstyp	Wasserbedarf [m ³ /s 1000 MWe]	benötigte Abflusssmenge bei 3% Verdampfung [m ³ /s 1000 MWe]
F	0,667	22,25
LWR	0,853	28,45
HTR/SNR	0,682	22,7
HHT	0,638	21,3

(F = fossil beheiztes Kraftwerk, LWR = Kernkraftwerk mit Leichtwasserreaktor, HTR = KKW mit Hochtemperaturreaktor und Dampfsekundärkreislauf, SNR = KKW mit schnellem natriumgekühlten Brutreaktor, HHT = KKW mit Hochtemperaturreaktor und Heliumturbine)

Wie im folgenden Kapitel noch gezeigt werden wird, wird es sich vom Standpunkt der Übertragungskosten aus gesehen in den meisten Fällen lohnen, die vorhandenen Kühlwasserangebote möglichst weit auszunutzen, ehe man die trockene Rückkühlung einführt. Daher kann zur Abschätzung der mit Frischwasser- und nasser Rückkühlung noch installierbaren Kraftwerksleistung auf eine spezielle Zusammenstellung möglicher Standorte verzichtet werden. Es genügt, in erster Näherung eine pauschale Addition aller größeren Kühlwasservorkommen durchzuführen.

Tab. 2 zeigt die Minimumwerte des Abflusses aus dem Gebiet der Bundesrepublik und des Landes Nordrhein-Westfalen. Es wurde dabei nur das "landeseigene Wasser" berücksichtigt, d.h. das aus den Nachbarländern zufließende Wasser wurde von den an den Landesgrenzen abfließenden Wassermengen abgezogen. Die kritischen Werte des Abflusses, auf die sich die prozentualen

Tab. 2 Minimumwerte des Abflusses aus dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland und des Landes Nordrhein-Westfalen

Bundesrepublik Deutschland		Bundesland Nordrhein-Westfalen	
NQ [m ³ /s]	MNQ [m ³ /s]	NQ [m ³ /s]	MNQ [m ³ /s]
637	1017	71,5	108

Verdunstungsverluste beziehen, sind so zu wählen, daß sie in ungünstigen Jahren höchstens wenige Tage unterschritten werden; sie liegen damit knapp über NQ, dem geringsten Abfluß einer möglichst langen Jahresreihe. Das in ähnlichen Überlegungen häufig gewählte MNQ (Mittel der jährlichen Niedrigstwerte) wird zwar im langjährigen Mittel nur an wenigen Tagen im Jahr, in ungünstigen Jahren aber u.U. monatelang unterschritten²⁰. Die in Tab. 2 genannten Werte berücksichtigen nicht, daß in einigen Gebieten auch Grundwasser zur Rückkühlung benutzt wird, z.B. im rheinischen Braunkohlengebiet. Dies ist begründet; die Entnahme von Grundwasser kommt wasserwirtschaftlich der Entnahme aus Flüssen gleich, da diese bei längeren Trockenwetterperioden fast ausschließlich aus dem Grundwasser gespeist werden. Aus den in den Tab. 1 und 2 aufgeführten Zahlen können die möglichen Zubauleistungen mit nasser Rückkühlung ermittelt werden; bei genauerer Betrachtung müßte allerdings ein Teil der Leistung abgezogen werden, die schon jetzt mit Hilfe nasser Kühltürme erbracht wird.

Geht man von den Werten 50 GWe in der Bundesrepublik und 19 GWe in Nordrhein-Westfalen für die installierte Engpaßleistung aus und nimmt man eine jährliche Zuwachsrate von 6,5 % an, so kann man unter Berücksichtigung der im Abschnitt 2.1 angegebenen Werte den Zeitpunkt ermitteln, zu dem auf trockene Rückkühlung übergegangen werden muß. In Tab. 3 sind diese Werte zusammengestellt unter Zugrundelegung von Verdampfungsraten von 3, 5 und 7 % NQ. Die Werte 5 und 7 % NQ wurden gewählt, um zu verdeutlichen, welche Konsequenzen sich ergeben, wenn zu Ungunsten anderer Nutzungsarten in verstärktem Maße Kühlwasser aus den Flüssen entnommen wird. Die 4 Zeilen der Tab. 3 gelten für den hypothetischen Fall, daß ausschließlich die jeweils

Tab. 3 *Installierbare Kraftwerksleistung mit Frischwasserkühlung und nasser Rückkühlung sowie Zeitraum der Ausschöpfung des Kühlwasserangebots*

Bundesrepublik

	Leistung [GWe]				Zeitraum [a]		
	Frischwasserkühlung	nasse Rückkühlung			3% NQ	5% NQ	7% NQ
		3% NQ	5% NQ	7% NQ			
F	25	28,7	47,2	66	11,2	13,9	16
LWR	21	22,4	37,3	52,3	9,6	12	13,3
HTR/ SNR	24,5	28,1	46,8	65,5	11	13,7	15,8
HHT	26,5	29,9	49,9	69,8	11,6	14,3	16,6

Ausgangszeitpunkt $t_0 = 1970$
 Ausgangsleistung $PE_0 = 50$ GWe
 Leistung zum Zeitpunkt $t_0 + t$ $PE = PE_0 \cdot e^{0,065 t}$

Bundesland Nordrhein-Westfalen

	Leistung [GWe]				Zeitraum [a]		
	Frischwasserkühlung	nasse Rückkühlung			3% NQ	5% NQ	7% NQ
		3% NQ	5% NQ	7% NQ			
F	0	3,18	5,3	7,42	2,4	3,8	5,1
LWR	0	2,51	4,18	5,85	1,9	3,1	4,2
HTR/ SNR	0	3,15	5,25	7,35	2,4	3,8	5,0
HHT	0	3,36	5,6	7,84	2,5	4	5,3

Ausgangszeitpunkt $t_0 = 1970$
 Ausgangsleistung $PE_0 = 19$ GWe
 Leistung zum Zeitpunkt $t_0 + t$ $PE = PE_0 \cdot e^{0,065 t}$

zugehörige Kraftwerksart zugebaut wird. Angesichts der geringen Größenunterschiede der Zeiträume, die bis zur völligen Ausschöpfung des Kühlwasserangebots noch zur Verfügung stehen, ist es nicht sinnvoll, Ergebnisse von bisherigen Strategierechnungen oder Prognosen über die zukünftige Zusammensetzung des Kraftwerksbestandes in diese Überlegungen mit einzubeziehen. Die Strategierechnungen müssen vielmehr unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Kostenerhöhungen für die verschiedenen Kraftwerkssysteme beim Übergang auf trockene Rückkühlung korrigiert werden.

Es ergibt sich, daß im Durchschnitt der Bundesrepublik Engpässe in der Kühlwasserversorgung zu Beginn der 80er Jahre zu erwarten sind. Wie der 2. Teil von Tab. 3 zeigt, ist unter den o.g. Voraussetzungen in Nordrhein-Westfalen

eine frühere Verknappung des Kühlwassers (etwa um 1975) zu erwarten. In Nordrhein-Westfalen muß jedoch berücksichtigt werden, daß ein großer Teil der Zubauleistung in der nächsten Zeit auf Braunkohlebasis erfolgen wird, was bedeutet, daß hier auch in Zukunft noch erhebliche Mengen an Grundwasser zur Rückkühlung benutzt werden können. Auch die größeren Verdampfungsraten ($> 3\%$) bringen keine wesentliche Verschiebung der gewonnenen Aussagen, so daß man davon ausgehen kann, daß Anfang der 80er Jahre die trockene Rückkühlung zum Einsatz kommen muß. Die Gültigkeit dieser Aussage wird noch dadurch unterstützt, daß die bei der Frischwasserkühlung entstehenden Verdunstungsverluste im Fluß bei den obigen Abschätzungen nicht berücksichtigt wurden. Damit ergibt sich, daß die Einsatzmöglichkeiten der beiden nassen Kühlverfahren etwa zu demselben Zeitpunkt erschöpft sind.

2.3 Tendenzen beim Abwärmeproblem

Das Kühlwasseraufkommen ist regional unterschiedlich, das gleiche gilt für den Strombedarf. Berücksichtigt man, daß der Kostenvorteil bei der Nutzung freier, von Verbraucherschwerpunkten entfernt liegender Kühlwasserkapazitäten gegen die Übertragungskosten der elektrischen Energie aufgerechnet werden muß, dann können die in 2.2 angegebenen verfügbaren Wassermengen nicht voll ausgenutzt werden. Die im folgenden skizzierte, modellmäßige Rechnung soll hierzu eine Abschätzung liefern.

Geht man von dem Extremfall aus, daß in der Nähe eines Verbraucherschwerpunktes (Großstadt) weder Wasser für Frischwasserkühlung noch ausreichend Zusatzwasser für nasse Rückkühlung zur Verfügung steht, sind die in Abb. 1 skizzierten Varianten der Versorgung des Verbraucherschwerpunktes mit elektrischer Energie möglich. Der 380 kV-Ring²¹ übernimmt den Leistungsausgleich der angeschlossenen großen Kraftwerke und überträgt als Teil des Verbundnetzes im Störfall die Reserveleistung. In Variante 1 stehen die Kraftwerke in unmittelbarer Nähe des Ringes und werden mit trockener Rückkühlung betrieben. Bei Variante 2 stehen die Kraftwerke in einer Entfernung l (Trassenlänge einer Hochspannungsleitung) vom Ring entfernt an einem Ort, wo Frischwasserkühlung bzw. nasse Rückkühlung möglich sind.

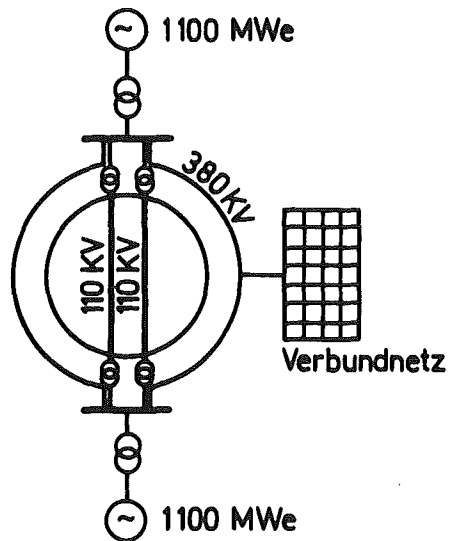
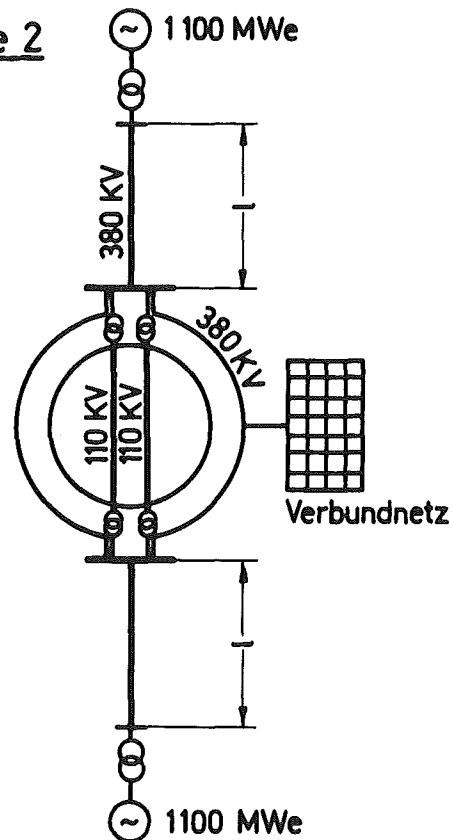
Variante 1Variante 2

Abb. 1 Prinzip der Versorgung einer Großstadt mit elektrischer Energie
(l = wirtschaftliche Grenzlänge)

In Tab. 4 sind die wirtschaftlichen Grenzlängen der bei Variante 2 zu errichtenden 380 kV-Leitung angegeben. Bei der Bestimmung dieser Grenzlänge muß für den Fall fossil beheizter Kraftwerke noch berücksichtigt werden, daß sie bei einem verbrauchernahen Standort in Zukunft voraussichtlich mit einer Rauchgasentschwefelungsanlage ausgerüstet werden müssen, die sehr kostspielig ist. Falls ein ausreichendes Kühlwasserangebot erst in einer Entfernung vorliegt, die größer ist als die in Tab. 4 angegebenen Grenzlängen, ist es günstiger, auf die Leitung zu verzichten und das Kraftwerk mit trockener Rückkühlung ausgestattet, unmittelbar an dem 380 kV-Ring des Verbrauchsschwerpunktes zu errichten. Für die zahlenmäßige Durchrechnung des Modells wurden die folgenden Daten zugrunde gelegt.

Tab. 4 Wirtschaftliche Grenzlängen für die Übertragung elektrischer Energie (380 kV-Leitung)

	Grenzlänge [km]					
	fossil beheiztes Kraftwerk (F)		Kernkraftwerk mit Leichtwasserreaktor (LWR)		Kernkraftwerk mit Hochtemperaturreaktor (HTR)	
	Frischwasserkühlung (FW)	nasse Rückkühlung (NK)	FW	NK	FW	NK
ohne SO ₂ -Beseitigung	98,5	44	190	105	120	80
mit SO ₂ -Beseitigung	218	152	—	—	—	—

Zusatzkosten für Luftkühlung ²² gegenüber Frischwasserkühlung (K_1)

$K_{1,F}$	= 0,27 Pf/kWh
$K_{1,LWR}$	= 0,52 Pf/kWh
$K_{1,HTR}$	= 0,33 Pf/kWh

gegenüber nasser Rückkühlung (K_2)
(Zusatzwasserkosten 10 Pf/m³)

$K_{2,F}$	= 0,12 Pf/kWh
$K_{2,LWR}$	= 0,29 Pf/kWh
$K_{2,HTR}$	= 0,22 Pf/kWh

Entsprechende Kosten für den Schnellen Brutreaktor liegen z.Zt. noch nicht vor. Sie werden voraussichtlich zwischen den Kosten beim LWR und HTR liegen.

Kosten der SO₂-Beseitigung (K_3) ^{22,23} K_3 = 0,3 Pf/kWh
(Angaben schwanken zwischen 0,15 und 0,5 Pf/kWh)

Übertragungskosten:

380 kV, 2 Systeme (4 x 240/40)

Anlagekosten $K_A = 800.000$ DM/km ²⁴

natürliche Leistung $P_{nat} = 1200$ MW

thermische Grenzbelastung $P_{max} = 3400$ MVA

Belastungsfaktor $F_B = 0,742$ (6500 h/a)

Verlustfaktor $F_V = 0,61$, $\cos \psi = 0,9$

Annuität $p = 15 \text{ %/a}$

Die wirtschaftlichen Grenzlängen werden wesentlich größer, wenn man das vorhandene Verbundnetz für die Übertragung mitbenutzen kann, indem z.B. ein zusätzliches System bei einer vorhandenen Leitung aufgelegt wird. Vergleicht man die ermittelten Grenzlängen mit den Abmessungen und Abständen der Ballungsgebiete der Bundesrepublik, so zeigt sich, daß es in den meisten Fällen wirtschaftlich zweckmäßig ist, die vorhandenen Kühlwasservorkommen im Einzugsbereich von Verbrauchsschwerpunkten möglichst weit auszunutzen. Das oben verwendete, pauschale Verfahren zur Bestimmung der mit nassen Kühlverfahren maximal installierbaren Kraftwerksleistung liefert daher zumindest für die einzelnen Bundesländer brauchbare Anhaltswerte.

Die pauschale Addition aller Kühlwasservorkommen eines Gebietes mit einem größeren Durchmesser als die oben ermittelte Grenzlänge setzt voraus, daß Kühlwasservorkommen und Energiebedarf überall im selben Verhältnis zueinander stehen. Tatsächlich zeigen sich jedoch merkliche Abweichungen. So ist in Nordrhein-Westfalen mit einer früheren Verknappung des Kühlwassers zu rechnen als im Mittel in der Bundesrepublik. Das gilt auch für die Versorgungsgebiete einzelner EVU. Als Beispiel sei das Gebiet der VEW genannt, wo einerseits relativ kleine Flüsse zu finden sind; andererseits jedoch große Verbrauchsschwerpunkte liegen.

Für eine genaue Prognose müßte schließlich auch noch der regional unterschiedliche Einsatz von Primärenergieträgern (z.B. rheinisches Braunkohlengebiet oder norddeutscher Raum) mit dem daraus resultierenden unterschiedlichen Kühlwasserbedarf berücksichtigt werden.

Die Bemühungen, die Kühlwasserreserven möglichst vollständig auszunutzen, sind durch die relativ hohen Kosten (bis zu etwa 20 % der Stromerzeugungskosten bzw. bis zu etwa 5 % des durchschnittlichen Verbraucherstrompreises) begründet, die die Trockenkühlung verursacht. Die Kostenerhöhungen resultieren aus den Aufwendungen für das Kühlsystem selbst und aus der Verminderung des Gesamtwirkungsgrades eines Kraftwerkes. Daneben weist die Trockenkühlung im Vergleich zur Frischwasserkühlung und auch zur nassen Rückkühlung betriebliche Nachteile auf, die von der großen Temperaturspanne der Kühlluft zwischen Sommer und Winter und der starken Abhängigkeit des

Kondensatordrucks von der gefahrenen Turbinenleistung (steile Kühlturm Kennlinie) herrühren. Beim Übergang von Flußwasserkühlung auf nasse Rückkühlung sind, gemessen am Übergang zur Trockenkühlung, relativ geringe Änderungen an der Turbine und den übrigen Komponenten im Kreislauf des Arbeitsmediums notwendig. Deshalb, und auch mangels ausgeführter großer Prototypanlagen, fehlen bislang ausreichend sichere Zahlen über die Kosten der Einführung der Luftkühlung für die einzelnen Kraftwerkstypen, vor allem für die verschiedenen Kernkraftwerkstypen. Die Literaturangaben über Kosten der Trockenkühlung weichen erheblich voneinander ab ^{22,28}. Das zur Zeit größte mit Trockenkühlung arbeitende Kraftwerk steht in Ungarn und hat eine installierte Leistung von 220 MWe.

Die Technik der trockenen Luftkühlung kann sicher noch wesentlich verbessert werden. Es laufen Entwicklungsarbeiten, andere Wärmeübertragungsmedien als Wasser zwischen Turbinenkondensator und Kühlturm zu benutzen ²⁹. Als Vorteile ergeben sich eine Anhebung des Gesamtwirkungsgrades und eine Leistungssteigerung des Kühlturms bezogen auf dessen Größe.

Eine deutliche Senkung der Stromübertragungskosten würde prinzipiell die Nutzung sonst unzugänglicher Wasserreserven anstelle der Verwendung eines Trockenkühlturmes begünstigen. Eine Möglichkeit zur Senkung der Stromübertragungskosten versprechen tiefgekühlte Kabel, deren Entwicklung in Angriff genommen ist.

Untersuchungen in den USA ³⁰ und in der BRD ³¹ zeigen jedoch, daß diese Kabel erst bei Leistungen in der Größenordnung von 10000 MW an die Übertragungskosten von Freileitungen herankommen werden.

Eine Senkung der zu Beginn des Kapitels angegebenen Übertragungskosten für eine 380 kV Freileitung auf die Hälfte und damit eine Verdopplung der wirtschaftlichen Grenzlängen in Tab. 4 würde mit Freileitungen bei einer Erhöhung der Übertragungsleistung auf etwa 5000 MW/Trasse erreichbar sein.

5000 MW entsprechen dem erwarteten Gesamtstrombedarf des Verdichtungsraumes Rhein/Main im Jahre 1990 und kommen damit als Zubauleistung nur für mehrere Verdichtungsräume gemeinsam infrage. Die Verdichtungsräume selbst weisen einen Abstand von ca. 100 km auf. Damit würde die Kostenminderung durch den Einsatz einer leistungsfähigeren Trasse als in dem eingangs angestellten

Berechnungsbeispiel (2 x natürliche Leistung = 2400 MW) wegen der Verteilung kleinerer Leistungsanteile weitgehend wieder aufgehoben werden. Kühlwasserreserven für Kraftwerkskomplexe mit etwa 5000 MWe sind nur an den Küsten vorhanden. Dort stellt sich, ähnlich wie in den Verdichtungsräumen das Problem der klimatischen Auswirkungen großer Kraftwerkszusammenballungen.

Im Zusammenhang mit der Errichtung des Kernkraftwerks Kaiseraugst (800 MWe) wurden die Auswirkungen einzelner Naßkühltürme auf die Umgebung detailliert untersucht ³². Obwohl die Ergebnisse teilweise von den speziellen Bedingungen des betrachteten Standortes abhängen und obwohl auch noch weitere Untersuchungen notwendig sind, kommt die genannte Studie zu dem Schluß, daß

- der Betriebslärm in 500 m Abstand vertretbar ist,
- die Beschattung durch die Kühlturmflagge in 2,5 km Abstand mit im Mittel von 2 bis 4 Minuten pro Tag unerheblich ist,
- die Feuchtigkeit der Luft in Bodennähe unwesentlich (ca. 1 Promille) angehoben wird,
- die Lufttemperatur am Boden nicht ansteigt,
- eine Erhöhung der Niederschlagsmenge im Umkreis von 1000 m um einige mm pro Jahr erwartet wird und mit keiner meßbaren Erhöhung der Nebelbildung zu rechnen ist.

Als offene Fragen werden aufgeführt, die bakterielle Kontamination der Abluft des Kühlturmes und die Wechselwirkung der Kühlturmflagge mit Schadstoffemissionen aus der näheren Umgebung. In jedem Fall wird eine Vertiefung der Studien zu den klimatologischen Auswirkungen von Naßkühltürmen über die zitierte Studie hinaus erforderlich sein.

Bei den einzelnen Trockenkühltürmen sind auch geringfügige Auswirkungen der aufgezählten Art nicht zu erwarten. Hingegen ist bei ihnen, ebenso wie bei Naßkühltürmen, im Falle einer gebietsweisen Anhäufung mehrerer Türme eine ins Gewicht fallende klimatische Auswirkung in regionalen Bereichen nicht auszuschließen. Zwar liegen speziell dazu noch keine Messungen oder Modellrechnungen vor. Andererseits ist jedoch bekannt, daß im Lee großer Städte beispielsweise eine Erhöhung der Niederschlagsmengen auftritt ³³. Als Ursache ist die Wärmefreisetzung über dem Stadtgebiet und der Transport erwärmter und verschmutzter Luftmassen in großen Höhen (4000 - 5000 m) zu sehen. Die Wärmefreisetzung einer Stadt wie München beträgt vergleichsweise etwa 9500 MWth. Das entspricht der Abwärme, die die Trockenkühltürme eines Kraftwerkskomplexes

mit 5000 MWe an die Luft abgeben. Eine Untersuchung der möglichen regionalen klimatischen Auswirkungen erscheint deshalb erforderlich.

2.4 Radiologische Belastungen durch Kernkraftwerke

Kernkraftwerke geben im Rahmen der Genehmigungsbedingungen bestimmte Mengen radioaktiver Stoffe in den Vorfluter (meist ein Fluß) ab. Die Abgabegrenzen sind heute so festgelegt, daß im Rahmen der für jedes neue Kernkraftwerk notwendigen radioökologischen Analyse unter Beachtung der örtlichen Verhältnisse und der Summierung im gesamten Flußsystem die Unterschreitung der maximal zulässigen Konzentration von radioaktiven Stoffen im Fluß jederzeit sichergestellt ist. Die sich dabei ergebenden Emissionen liegen für deutsche Kernkraftwerke heute bei etwa 10 Ci/Jahr an Spalt- und Aktivierungsprodukten und einigen 100 Ci/Jahr Tritium. Die Verminderung der Emissionen in der Zukunft ist anzunehmen. Durch die behördlich vorgeschriebenen Emissionsbegrenzungen wird erreicht, daß die mittlere Aktivitätskonzentration in den Flüssen etwa 20 pCi/l (entsprechend 2×10^{-8} Ci/m³) für Spalt- und Aktivierungsprodukte (ausschließlich natürlicher Radioaktivität, Fall-out und Tritium) nicht übersteigt. Daß die natürliche radioaktive Belastung der Flüsse wesentlich höher ist als die durch Kernkraftwerke zeigt beispielhaft Tab. 5, die ³⁴ entnommen wurde. Wegen der unterschiedlichen Radiotoxizität der verschiedenen Radionuklide ist eine genaue Aufschlüsselung der Gesamtaktivität nach den Anteilen der verschiedenen Radionuklide notwendig. Tab. 6 gibt einen Überblick über Messungen der Aktivitätskonzentrationen von deutschen LWR-Kernkraftwerken nach ³⁴, Tab. 7 zeigt ähnliche Werte für ein SWR-Kraftwerk in den USA nach ³⁵.

Bemerkenswert ist die Tatsache, daß die Hauptaktivitätsbelastung der Flüsse heute vom Tritium herrührt, das überwiegend dem A-Waffen-fall-out und natürlichen Quellen entstammt. Meßergebnisse nach ³⁵ und ³⁶ führten auf mittlere ³H-Konzentrationen im Abwasser von Kernkraftwerken von 5 bis 10×10^{-9} µCi/ml. Diese Werte sind in Beziehung zu setzen zur höchstzulässigen Konzentration für beruflich strahlenexponierte Personen von 3×10^{-2} µCi/ml oder zu einem radioökologisch definierten "Flußstandard" von 5×10^{-6} µCi/ml, das sind 5000 pCi/l.

Radionuklid	Herkunft	1967	1968	1969
^{40}K	natürlich	7,7 Ci	9,6 Ci	7,5 Ci
^{226}Ra	natürlich	1,3	1,6	1,3
^{238}U	natürlich	0,4	0,5	0,4
Gesamt-niederschlag ^3H (Tritium)	natürlich natürlich + fall-out	3,1 4000	2,7 3200	7,0 4000
^{90}Sr	KRB+)	0,09 Ci	0,02 Ci	0,09 Ci
^{89}Sr		1,30	0,70	1,60
^{131}I		0,70	0,50	0,70
$^{140}\text{Ba} + ^{140}\text{La}$		0,40	0,20	0,18
^{137}Cs		0,60	0,70	0,22
^{58}Co		0,30	0,20	0,18
^{60}Co		0,07	0,10	0,09
^3H (Tritium)		26,0	21,4	17,8
Summe KRB (ohne ^3H)		3,4 Ci	2,4 Ci	3,0 Ci

Tab. 5

Aktivitätsfracht der Donau nach [34]

+) KRB = Siedewasserreaktor-Kraftwerk Gundremmingen (Donau)

Tab. 6

Relative Konzentration und relative Radiotoxizität¹⁾ von in den Abwässern von Siedewasserreaktor- und Druckwasserreaktor-Kernkraftwerken gemessenen Radionukliden

a) Druckwasserreaktor, 98 Proben mit einer mittleren Gesamtkonzentration von $1,4 \times 10^{-2} \mu\text{Ci/ml}$			b) Siedewasserreaktor, 58 Proben mit einer mittleren Gesamtkonzentration von $3,5 \times 10^{-3} \mu\text{Ci/ml}$		
Radionuklid	mittlere % der Gesamtkonzentration	mittlere % der Gesamtradiotoxizität ¹⁾	Radionuklid	mittlere % der Gesamtkonzentration	mittlere % der Gesamtradiotoxizität ¹⁾
H 3	97,5	19,0	H 3	91,0	0,5
Co 58	1,1	5,6	Sr 89	7,6	12,0
Co 60	0,3	4,5	Sr 90	0,5	83,0
J 131	0,03	50,0	J 131	0,3	4,3
Cs 134	0,2	12,0	Sonstige	0,6	0,2
Cs 137	0,3	6,9			
Sonstige	0,6	2,0			

1) Berechnung der Radiotoxizität an Hand der Aufnahme des Radionuklidgemischs mit dem Trinkwasser

Nuklid	gemessene Konzentration	höchstzulässige Konzentration ¹⁾
$^{58}\text{Co} + ^{60}\text{Co}$	$1,0 \cdot 10^{-9} \mu\text{Ci/ml}$	$3 \cdot 10^{-4} \mu\text{Ci/ml}$
^{89}Sr	$< 0,1 \cdot 10^{-9}$	$1 \cdot 10^{-4}$
^{90}Sr	$1,1 \cdot 10^{-9}$	$1 \cdot 10^{-6}$
^{131}I	$< 0,1 \cdot 10^{-9}$	$1 \cdot 10^{-5}$
$^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$	$1,5 \cdot 10^{-9}$	$9 \cdot 10^{-5}$
^3H	$< 2,0 \cdot 10^{-9}$	$3 \cdot 10^{-6}$

Tab. 7

Aktivitätskonzentration im Abwasser eines LWR-Kraftwerks nach [35]

+) Nach 10 CFR 20, Anhang B, Tabelle II (1965)

Insgesamt ist festzustellen, daß die gegenwärtige Belastung der Flüsse mit Radionukliden einige Größenordnungen unter den zulässigen Werten liegt. In ³⁴ wurde die zu erwartende zukünftige Belastung für den Rhein abgeschätzt. Wenn man davon ausgeht, daß in der Zukunft rund 60 % aller Kernkraftwerke in der BRD am Rhein oder seinen Nebenflüssen gebaut werden, so würde sich mit der Annahme einer Jahresemission je Anlage von 10 Ci/Jahr für Spalt- und Aktivierungsprodukte und 500 Ci/Jahr für Tritium im Jahre 2000 eine Aktivitätsbelastung des Rheins durch Kernkraftwerke beim Verlassen des Gebietes der BRD von höchstens 700 Ci/Jahr an Spalt- und Aktivierungsprodukten und etwa 5×10^4 Ci/Jahr an Tritium ergeben. Auf der Basis des mittleren Niedrigwassers von $960 \text{ m}^3/\text{s}$ an der holländischen Grenze würden diese Aktivitätsfrachten einer Konzentration von etwa 20 pCi/l an Spalt- und Aktivierungsprodukten und etwa 2×10^3 pCi/l an Tritium im Fluß entsprechen. Legt man die mittlere Wasserführung von $2000 \text{ m}^3/\text{s}$ zugrunde, so würden sich die letztgenannten Konzentrationswerte auf die Hälfte reduzieren. In ³⁷ wird eine pessimistische Abschätzung der Tritium-Konzentration im Wasser der BRD durchgeführt, unter der Annahme, daß das Gebiet der BRD und die darüber befindliche Atmosphäre (10 km) einen geschlossenen Raum darstellen und der zugehörige Wasserkreislauf zur Verteilung beiträgt. Hierbei wird die Tritium-Vermischung im Meer und in der Luft über dem Meer vernachlässigt, die zweifellos erheblich zur Herabsetzung der Konzentration beitragen würde. Diese pessimistische Abschätzung führt auf Tritiumkonzentrationen aus Kernkraftwerken von 10^4 pCi/l im Wasser der BRD. Um die genannten Werte richtig einzuordnen, sei daran erinnert, daß wir hier im Bereich des Gehalts an Radioaktivität von normalen Lebensmitteln liegen. So kann Milch und Bier ortsabhängig eine Aktivitätskonzentration von mehr als 10^3 pCi/l haben ³⁸ .

Bei der Beurteilung von Aktivitätskonzentrationen im Wasser sind Anreicherungs-effekte durch die Nahrungskette von Bedeutung. Die Kenntnis der Zusammenhänge ist heute für die wichtigsten Spaltprodukte gegeben. So kann nach ³⁷ festgestellt werden, daß eine Aufkonzentrierung von Tritium im menschlichen und tierischen Körper nicht angenommen werden muß, da tritiierte organische Verbindungen im allgemeinen nicht unverändert in den Körper eingebaut werden. Auch Thymidin, das in die DNS, den Träger der genetischen Information, eingebaut oder zu anderen Substanzen umgebaut wird, ist in tritiiertem Form hier ohne Bedeutung, da in der Natur kein Tritium in der Form von Thymidin aufgenommen wird ³⁹ . Für das Jod-Isotop I-131 ist die Kenntnis der Ingestion und Inhalation als Funktion von Nahrungsgewohnheiten bedeutsam, da Jod durch Ab-

lagerung auf Nahrungsmitteln (Gemüse) oder über die Milch in den menschlichen Körper gelangen kann. Nach ⁴⁰ wurden die Zusammenhänge geklärt. So stellt bei Normalbetrieb eines Kernkraftwerks der sogenannte "Milchpfad" die Hauptbelastung durch I-131 dar. Dies wird bei den zulässigen Aktivitätskonzentrationen berücksichtigt.

Die radiologischen Belastungen durch Wiederaufarbeitungsanlagen werden im Abschnitt 4.2 behandelt.

3. Atmosphärische Schadstoffbelastung

Dieses Kapitel behandelt die atmosphärischen Belastungen nicht nur der Energieerzeugung aus Kernbrennstoffen, sondern auch aus fossilen Brennstoffen. Insbesondere durch ein Modell zur Errechnung der Immissionsbelastung verschiedener Regionen und Emissionen bei unterschiedlichen Wetterlagen wird es möglich, die tatsächlichen Belastungen durch Schadstoffe bei verschiedenen Energieträgern zu vergleichen und somit die Vor- und Nachteile einzelner Brennstoffe unter dem Gesichtspunkt der Luftverschmutzung aufzuzeigen. Nach einer Darstellung lokaler Belastungen werden die derzeitigen Umweltbelastungen durch die Energieerzeugung als Ganzes in der BRD und im Verdichtungsraum Rhein/Ruhr verglichen. Es läßt sich von daher dann die Bedeutung der Einführung der Kernenergie für die elektrische Energieerzeugung in den richtigen Relationen aufzeigen. Schließlich wird in einem gesonderten Abschnitt untersucht, in welchen anderen Bereichen der Energieerzeugung durch Kerneneigeeinsatz eine Verbesserung der Luftbelastungen zu erwarten ist.

3.1 Lokale Schadstoffbelastung durch Kraftwerke

3.1.1 Kernkraftwerke

Die atmosphärische Schadstoffbelastung durch einzelne Kernkraftwerke rührt im wesentlichen von den Spaltedelgasen her. Im Hinblick auf ihre radiotoxikologische Bedeutung, ihre Halbwertszeit und die Höhe der Schadstoffemissionen sind nach ⁴¹ nur die kurzlebigen Radionuklide ¹³³Xe und ¹³¹I und die langlebigen Radionuklide ³H und ⁸⁵Kr von Bedeutung. In Tab. 8 sind mittlere Emissionen aus dem SWR-Kraftwerk Dresden bei Chicago nach ⁴² und aus dem DWR-Kraftwerk Yankee in Massachusetts nach ⁴³ angegeben. Die unterschiedlichen Emissionen der beiden Kraftwerke sind nicht ohne weiteres übertragbar auf entsprechende Kernkraftwerke in der Bundesrepublik Deutschland, da durch den frühzeitigen Einsatz von Abgasanlagen bei deutschen Kernkraftwerken von Anfang an geringere Emissionen, besonders von kurzlebigen Radionukliden, erreicht wurden. Typische mittlere Erwartungswerte für die Emissionen in die Atmosphäre liegen bei deutschen 300 MWe-Kernkraftwerken heute bei

- 1 Ci/h Edelgase
- 10 mCi/h Tritium
- 100 µCi/h Radiojod.

Tab. 8 Mittlere Jahresemissionen am Schornstein für Radionuklide des SWR-Kraftwerks Dresden und des DWR-Kraftwerks Yankee

Isotop	T_H	SWR-Kraftwerk Dresden	DWR-Kraftwerk Yankee
^{85m}Kr	4,4 h	$6 \cdot 10^3$ Ci/a	$2 \cdot 10^{-2}$ Ci/a
^{85}Kr	10,7 a	2,2 Ci/a	3 Ci/a
^{87}Kr	76 min	$1 \cdot 10^4$ Ci/a	$2 \cdot 10^{-2}$ Ci/a
^{88}Kr	2,8 h	$1 \cdot 10^4$ Ci/a	$3 \cdot 10^{-2}$ Ci/a
^{133m}Xe	2,2 d	$2 \cdot 10^2$ Ci/a	$2 \cdot 10^{-3}$ Ci/a
^{133}Xe	5,3 d	$6 \cdot 10^3$ Ci/a	$1 \cdot 10^{-1}$ Ci/a
^{135}Xe	9,0 h	$2 \cdot 10^4$ Ci/a	$2 \cdot 10^{-1}$ Ci/a
^3H	12,3 a	$1,3 \cdot 10^{-1}$ Ci/a	$1,3 \cdot 10^1$ Ci/a
^{58}Co	71,0 d	$4 \cdot 10^{-4}$ Ci/a	—
^{60}Co	5,3 a	$4 \cdot 10^{-4}$ Ci/a	$2 \cdot 10^{-4}$ Ci/a
^{89}Sr	51,0 d	$1 \cdot 10^{-2}$ Ci/a	$4 \cdot 10^{-5}$ Ci/a
^{90}Sr	28,1 a	$6 \cdot 10^{-5}$ Ci/a	$2 \cdot 10^{-4}$ Ci/a
^{131}I	8,0 d	$1 \cdot 10^{-2}$ Ci/a	$< 3 \cdot 10^{-4}$ Ci/a
^{137}Cs	30,0 a	$4 \cdot 10^{-4}$ Ci/a	$2 \cdot 10^{-7}$ Ci/a
^{140}Ba	13,0 d	$6 \cdot 10^{-3}$ Ci/a	—

Bei den Edelgasen handelt es sich dabei überwiegend um kurzlebige Isotope des Xenon und des Krypton. Die Emissionen steigen nicht linear mit der Kraftwerksleistung an. Eine realistische Hochrechnung der Emissionen von 300 MW-Kraftwerken auf 1000 MW-Kraftwerke dürfte höchstens zu einer Verdopplung der Emissionen führen ⁴³. Trotzdem wurde in dieser Studie direkte Proportionalität zwischen Leistung und Emissionsquellstärke zuungunsten der Kernenergie angenommen.

Obwohl geringe Unterschiede zwischen den Emissionen verschiedener Kraftwerke und den verschiedenen Kraftwerkstypen (SWR und DWR) bestehen, kann man doch die obengenannten Zahlen als in der Größenordnung richtig ansehen. Die sich rechnerisch daraus ergebende Umweltbelastung durch Edelgase, ausgedrückt in Einheiten der Strahlendosis, beträgt in Übereinstimmung mit ⁴¹⁻⁴⁵ maximal etwa 1 mrem/a. Die sich rechnerisch ergebende Dosisbelastung durch Tritium ergibt Werte um 0,002 mrem/a für Inhalation und Hautbelastung, während die Radiojod-Emission auf Werte um 0,1 mrem/a für die Inhalation führt. Dazu können sich im Einzelfall bis zu 30 mrem/a als Teilkörperbelastung (Schilddrüsendosis) ergeben, wenn die Möglichkeit besteht, daß J-131 in Abhängigkeit von den örtlichen und jahreszeitlichen Verhältnissen über den Weide-Kuh-Milch-Pfad inkorporiert wird. Allerdings ist diese Belastung ohne Berücksichtigung des Jod-Abbaus in der Atmosphäre nach oben abgeschätzt und dürfte durch technische Abscheidevorrichtungen und den atmosphärischen Abbau deutlich reduziert werden ⁴⁷. Die Strahlenbelastung durch andere Radionuklide ist im allgemeinen nochmals um einen großen Faktor kleiner. Im folgenden werden daher vornehmlich die Edelgas-Emissionen bei der Berechnung der Schadstoffbelastung herangezogen. Bemerkenswert ist es, daß es äußerst schwierig ist, diese kleinen Dosen am Immissionsort in Gegenwart der natürlichen Strahlung zu messen, obwohl die Meßverfahren äußerst empfindlich sind.

Die insgesamt an die Atmosphäre abgegebenen gasförmigen Aktivitäten sind also sehr niedrig. Sie betragen für die deutschen Kernkraftwerke im Jahre 1971 nach ⁴⁶ für das

SWR-Kernkraftwerk KRB (Gundremmingen)	6600 Ci/a
DWR-Kernkraftwerk KWO (Obrigheim)	1456 Ci/a
SWR-Kernkraftwerk KWL (Lingen)	1000 Ci/a
SWR-Kernkraftwerk VAK (Kahl)	2460 Ci/a
Kernkraftwerk AVR (Jülich)	27 Ci/a

Die Emissionen betragen nur wenige Prozent der genehmigten Werte für die radioaktiven Emissionen der genannten Kernkraftwerke, wobei eine durchschnittliche Verfügbarkeit aller deutschen Kernkraftwerke von 79,6% gegeben war.

An dieser Stelle ist die lokal zu erwartende Strahlenbelastung in der Nähe eines Kernkraftwerkes interessant. Sie ist, wie sich in Tab. 9 und 10 ablesen läßt, sehr gering. Bei einer Extrapolation der Verdünnung der Jahres-

dosis bis zu 20 km Entfernung würden wir für eine Emission von 60 000 Ci/a Xe 133 (pessimistische Annahme für einen 1000 MWe-Siedewasserreaktor) eine mittlere Jahresdosis von etwa 0.05 mrem/a (in der Hauptwindrichtung und ohne Berücksichtigung von Windrichtungsschwankungen) im Abstand von 20 km erhalten, was nur rund 5% der "Dosis in unmittelbarer Nachbarschaft" von etwa 1 mrem/a entspricht. Der Mittelwert der Dosisbelastung für die 20 km-Zone beträgt dann 0,15 mrem/a. Er wird weiter reduziert (Faktor 5 bis 10), wenn man die örtlichen Schwankungen der meteorologischen Ausbreitungsbedingungen (Windrichtung usw.) berücksichtigt. Wenn die angenommene Kapazität von 1000 MWe pro Standort errichtet wird, kann bei gleichbleibender Technik der Abgasanlagen der 5 %-Wert und die entsprechenden Mittelwerte ansteigen. Im Hinblick auf die laufenden Arbeiten zur Verbesserung der Abgasanlagen ist dies aber für zukünftige Kernkraftwerke nicht zwingend zu erwarten. In jedem Fall liegen die Belastungen weit unter den in Abschnitt 1 für zulässig ausgewiesenen Werten.

Tab. 9 *Geschätzte Dosen aufgrund typischer Edelgasemission aus einem deutschen Kernkraftwerk mit Leichtwasserreaktor (mittlere Leistung nach [44])*

Entfernung vom Abluftkamin (Höhe 100 m) [m]	Mittlerer Ausbreitungsfaktor in Bodennähe in Hauptwindrichtung, nach [44] [$\text{Ci m}^{-3} / \text{Ci s}^{-1}$]	Jahresdosis aufgrund der Emission von 1000 $\mu\text{Ci/s}$ Xe 133 (= 30 000 Ci/Jahr) [mrem/Jahr]	Jahresdosis aufgrund der Emission von 20 $\mu\text{Ci/s}$ Kr 85 (= 600 Ci/Jahr) [mrem/Jahr]
500	$2,5 \cdot 10^{-7}$	0,4	0,009
1000	$1,5 \cdot 10^{-7}$	0,2	0,005
5000	$6 \cdot 10^{-8}$	0,09	0,002
10000	$3 \cdot 10^{-8}$	0,05	0,001

Anmerkung:

Die Berechnung der Dosis durch Kr 85 basiert auf der sogenannten Submersionsdosis, die die in der Realität vorhandene Hautdosis erheblich übersteigt. Die für die Bevölkerung relevante Dosis ist jedoch die Gonadendosis, die mit der Hautdosis gleichgesetzt werden kann. Sie ist etwa einen Faktor 70 kleiner als die Submersionsdosis. Je nach der vorliegenden Fragestellung (aktuelle lokale Belastung von Körperorganen oder langzeitige genetische Belastung) muß dieser Faktor berücksichtigt werden.

Für Überlegungen dieser Studie zu den zukünftig zu erwartenden Immissionsbelastungen durch Kernkraftwerke werden für die Belastung der Atmosphäre die allein relevanten Edelgase Xe-133 und Kr-85 herangezogen. Die auf der Basis von 1970/1971 ermittelten spezifischen Emissionen sowie die entsprechenden Extrapolationen auf große Kraftwerke sind zuungunsten der Kernenergie angenommene Maximalwerte. Besonders die Kr-85-Emissionen enthalten wegen ihrer Berechnung aus betriebsabhängigen Daten des Abgassystems, des Brennstoffverhaltens sowie anderer Einflußgrößen geringe Unsicherheiten.

Tab. 10 Spezifische Schadstoffemissionen von Kernkraftwerken

Kraftwerks-Typ	Xe-133	Kr-85
SWR	7,5 $\mu\text{Ci/kWh}$	0,75 $\mu\text{Ci/kWh}$
DWR	2,2	1,0
THTR	0,34 ⁺⁾	0,030 ⁺⁾
SNR	2,85 ⁺⁾	0,018 ⁺⁾

⁺⁾ Auslegungswerte

3.1.2 Fossil-beheizte Kraftwerke

Die von den einzelnen fossil-beheizten Kraftwerken ausgehenden atmosphärischen Schadstoffbelastungen sind für die wesentlichen Schadstoffe in Tab. 11 angegeben. Je nach dem verwendeten Brennstoff ergeben sich unterschiedliche maximale Immissionskonzentrationen, die für ein 600 MWe-Kraftwerk mit 200 m Schornsteinhöhe angegeben sind (durchschnittliche Wetterlage). Zum Vergleich sind die heute in der BRD gültigen Immissionsgrenzwerte aufgeführt. Ein fossil-beheiztes Kraftwerk als isolierte Anlage betrachtet unterschreitet bezüglich der zu erwartenden Immissionen die geltenden Immissionsgrenzwerte ausreichend. Diese Aussage gilt allerdings nicht mehr für Häufungen von Kraftwerken zusammen mit anderen Emittenten, wie es in Ballungsgebieten der Fall ist.

Tab. 11 Maximale Immissionskonzentrationen für ein fossil-beheiztes 600 MWe-Kraftwerk mit 200 m Schornsteinhöhe

Brennstoff	Schadstoff-Immissionskonzentration		
	SO ₂	Fluor	NO _x
Steinkohle	0,23 mg/m ³	1,5 µg/m ³	0,06 mg/m ³
Braunkohle	0,13 mg/m ³	1,8 µg/m ³	0,06 mg/m ³
Heizöl	0,12 mg/m ³	0,07 µg/m ³	0,05 mg/m ³
Erdgas	—	—	0,05 mg/m ³
Immissionsgrenzwert ⁺⁾	0,75 mg/m ³	5,0 µg/m ³	2,0 mg/m ³

⁺⁾ Kurzzeitwert nach VDI

Für Schadstoffbelastungs-Modellrechnungen in einer wachsenden Energiewirtschaft (siehe Abschnitt 3.2) werden für die fossil beheizten Kraftwerke folgende Annahmen gemacht:

Wir beschränken uns auf die wichtigsten von konventionellen Kraftwerken in die Atmosphäre emittierten Schadstoffe: SO₂, NO_x, Staub, Fluorverbindungen. Die Verwendung radiumhaltiger Kohle in Kraftwerken und die damit verbundene Emission an Radium hat hinsichtlich der Schadstoffbelastung nur untergeordnete Bedeutung ⁴⁸ und wird in diese Betrachtungen nicht mehr einbezogen.

Den Berechnungen der Schadstoffemissionen pro erzeugter Kilowattstunde (spezifische Emissionen) durch die mit fossilen Brennstoffen betriebenen Kraftwerke in Tab. 12 liegen Angaben von Hasserodt ⁴⁹ bezüglich des Heizwertes der Brennstoffe, von Spengler ⁵⁰ und Brocke ⁵¹ hinsichtlich des Schwefelgehaltes und Krämer u.a. ⁵² zum Energienutzungsgrad zugrunde. Hier wurde ebenso, wie bei der Kernenergie, von fortschrittlichen Kraftwerkskonzepten nach dem technologischen Stand von 1970/71 ausgegangen. Immissionskonzentrationen müssen an Immissionsgrenzwerten gemessen werden. Für chemische Schadstoffe in der Atmosphäre sind keine international verbindlichen Standards festgelegt. Die folgenden Angaben gehen von Werten in der BRD und in den USA aus.

Tab. 12 Kraftwerksemissionen in g Schadstoff pro kWh

Brennstoff	SO ₂	Staub	NO _x	Fluor
Steinkohle	6,0	1,4	2,1	0,05
Braunkohle	7,7	2,7	3,45	0,11
Öl	7,4	0,7	2,45	0,004
Erdgas	0,002	–	1,9	–
Referenz	[54]	[55]	[55]	[53]

3.1.3 Zulässige Schadstoffkonzentrationen

Die maximal zulässigen Immissionskonzentrationen (Immissionsgrenzwerte) der BRD, als Halbstundenwerte in ⁵⁶ angegeben, müssen für Langzeit- und Regionalbetrachtungen nach Wippermann ⁵⁷ auf Jahresmittelwerte umgerechnet werden. Der Grenzwert für Fluorverbindungen ist Angaben von Brocke ⁵³ entnommen. Die von der US-EPA⁺) vorgeschlagenen Air Quality Standards sind ⁵⁸ entnommen. Für Fluor ist der Basic Standard von New York - arban area ⁵⁹ - angegeben. Für die nachfolgenden Überlegungen wird ein Satz strenger Standards, die bis auf Fluor den VDI-Richtlinien entsprechen, zusammengestellt (Tab. 13). Zum Vergleich sind die natürlichen Konzentrationen angegeben.

Für spätere Betrachtungen in dieser Studie wären noch die maximal zulässigen Konzentrationen für CO und C_mH_n zu ergänzen. Der 8-Stundenwert für die maximale Arbeitsplatzkonzentration von CO liegt bei 50 ppm. Als Langzeitwert folgt daraus etwa 50 mg/m³. In den USA gelten z.Zt. 8,8 mg/m³ als maximal zulässige Immissionskonzentration, die als pessimistischer Wert gelten kann. 30 ppm, also 26,4 mg/m³, sind z.Zt. in der BRD in Diskussion und kann als optimistischer Wert eingeordnet werden. Für C_mH_n liegt der USA-Wert bei 94 µg/m³. Wir nehmen 100 µg/m³ als pessimistischen Wert. Da bisher kein

+) United States Environmental Protection Agency

deutscher MIK-Wert für CH-Gemische existiert, wurde ein optimistischer Wert von $1120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ angenommen. Dieser Wert entspricht dem 2,5-fachen des NO_x -Wertes. Der Faktor 2,5 zwischen CH und NO_x stammt von Dimitriades ⁶⁰, der darauf hinwies, daß bei einem derartigen Konzentrationsverhältnis die Bildung von photochemischen Sekundärprodukten begrenzt wird.

Um Schadenswirkungen aus konventionellen Kraftwerken mit solchen aus Kernkraftwerken vergleichen zu können, wird als optimistischer Wert für radioaktive Belastungen 500 mrem/a angesetzt, was nach den derzeitigen gesetzlichen Bestimmungen auf eine zulässige Konzentration von $0,3 \mu\text{Ci}/\text{m}^3$ für Xe-133 und Kr-85 führt. Dies entspricht 1/10 der zulässigen Arbeitsplatzkonzentration. Als pessimistischer Wert nehmen wir 150 mrem/a entsprechend der ICRP-Empfehlung, was auf ca. $0,1 \mu\text{Ci}/\text{m}^3$ für Xe-133 und für Kr-85 als maximal zulässige Konzentration führt. Die Dosisbelastung von z.B. 150 mrem/a wird von der ICRP als Gonadenbelastung verstanden. Eine dieser Belastung in der Realität entsprechende Konzentration von Kr 85 läge allerdings um den Faktor 70 unter der obengenannten Konzentration, da die obige Konzentration auf der Grundlage einer theoretischen Summationsdosis berechnet ist. Da dieser Faktor in den heute gültigen gesetzlichen Bestimmungen noch nicht berücksichtigt wird, liegen alle im folgenden ausgewiesenen Dosisbelastungen durch Kr-85 um den Faktor 70 zu hoch (Vergleiche auch Fußnote Seite 32).

Tab. 13 Immissionsgrenzwerte für Langzeituntersuchungen

	Klasse 1 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Klasse 2 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	natürliche Konzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
SO ₂	230	80	10
Staub	75	75	40
NO _x	450	100	3
Fluor	11	1,6	0,05
CO	26 400	8 800	0,08
C _m H _n	112	100	—
Xe-133	$0,3 \mu\text{Ci}/\text{m}^3$	$0,1 \mu\text{Ci}/\text{m}^3$	$0,1 \mu\text{Ci}/\text{m}^3$ +)
Kr-85	$0,3 \mu\text{Ci}/\text{m}^3$	$0,1 \mu\text{Ci}/\text{m}^3$	$0,1 \mu\text{Ci}/\text{m}^3$ +)

+) Einer Dosisbelastung von 150 mrem/a (natürliche Belastung) entsprechende Konzentration

Für den Vergleich von Immissionsgrenzwerten und Standards werden die Schadstoffe aus Kraftwerken einzeln betrachtet, ohne daß berücksichtigt wird, daß andere Emittenten ebenfalls zur Schadstoffbelastung beitragen. Dies gilt jedoch für konventionelle Schadstoffe (Industrie, Hausbrand, Verkehr) ebenso wie für nukleare Schadstoffe (Isotopentechnik, Medizin). Daher dürfte diese Betrachtungsweise für einen Vergleich angemessen sein.

Die Festlegung von Standards muß im Prinzip den Synergismus berücksichtigen, d.h. die Tatsache, daß bei Anwesenheit mehrerer Schadstoffe stärker (oder schwächer) als die Summe der Schadstoffwirkungen sein kann. Will man auch die Möglichkeit betrachten, daß bei Anwesenheit mehrerer Schadstoffe die Wirkung schwächer ist, als die Summe der an den Standards gemessenen relativen Schadstoffbelastungen angibt, so führt das auf das Problem eines Schwellwertes für Schadstoffkonzentrationen. Im Bereich der Kernenergie wird bei der Festsetzung der zulässigen Konzentration im Sinne eines konservativen Vorgehens von der Annahme ausgegangen, daß es solche Schwellwerte nicht gibt (lineare Dosis-Wirkung Beziehung). Ob im Bereich der hier in Rede stehenden allgemeinen toxikologischen Wirkungen auf einen Schwellwert Bezug genommen werden kann, ist stark umstritten^{82, 83}. Im Sinne eines konservativen Vorgehens wird in dieser Arbeit auch hier nicht auf Schwellwerte Bezug genommen.

Das Problem des Synergismus liegt für chemische Schadstoffe aus fossil-beheizten Kraftwerken und für radioaktive Schadstoffe aus Kernkraftwerken unterschiedlich. Während nukleare Schadstoffwirkungen über die Aktivität-Dosis-Beziehung auch synergistisch betrachtet werden können (Summenbildung), besteht diese Möglichkeit nach dem heutigen Stand der Kenntnis für chemische Schadstoffe nur begrenzt. Es gibt Anzeichen aus den als Smog-Katastrophen bezeichneten Vorfällen in London, Donora und andernorts, daß dort eine verstärkte Wirkung von relativ niedrigen SO_2 -Konzentrationen in Gegenwart von Wasserdampf (Nebel) und Aerosolen aufgetreten ist. Das würde bedeuten, daß die heutigen Standards revidiert werden müßten, sofern diese Schadstoffimmissionen zusammentreffen. Solange jedoch keine Mehrschadstoff-Standards vorliegen, ist es also vernünftig, die Wirkungen einzeln zu betrachten und sie in relativen Größen additiv zu berücksichtigen (siehe Abschnitt 3.2)

3.2 Regionale Schadstoffbelastung durch Energieerzeugung

Die jetzige in der BRD installierte Kernkraftwerksleistung beträgt etwa 930 MWe. Die Kernkraftwerksleistung wird 1980 voraussichtlich etwa 25 000 MWe erreichen. In bestimmten Bereichen, die durch hohe Stromverbrauchsichte und ein großes Kühlwasserangebot ausgezeichnet sind, (wie z.B. am Rhein, auch wenn Kühltürme zunehmend vorgesehen werden) ist eine dichtere Kraftwerksbelegung als an anderen Orten zu erwarten. Ein Kraftwerksabstand von 20 km im Rheintal zwischen Karlsruhe und Mainz könnte zu kumulativer Strahlenbelastung führen. Diese Akkumulation von Emissionen ist jedoch aus folgenden Gründen von geringem Einfluß:

- Die meteorologische Verdünnung bei dreidimensionaler Ausbreitung aus einem 100 m-Schornstein ergibt für 20 km etwa eine Abnahme der Dosisbelastung auf etwa 5% des Wertes für 0,5 km.
- Bei größerer Entfernung kann die einfache Diffusionsrechnung nicht mehr angewendet werden. Vertikalaustausch dürfte eine Verminderung bringen.
- Bei einer durchschnittlichen Windgeschwindigkeit von 2 m/sec in der BRD führt der radioaktive Zerfall während der Transportzeit über größere Strecken zur Verminderung der Aktivitäts-Immission.

Unter der Annahme eines 20 km Abstandes ergibt sich eine mittlere Strahlenbelastung im Bereich zwischen zwei 1000 MWe-Kernkraftwerken von 0,15 mrem/a, wenn keine Schwankungen der lokalen Ausbreitungsbedingungen angenommen werden. Durch solche Schwankungen (Windrichtung etc.) wird in Wirklichkeit dieser Wert weiter reduziert.

3.2.1 Modell zur Ermittlung von Immissionsbelastungen

Nach den lokalen Betrachtungen des Abschnittes 3.1 wurde eben eine Erweiterung auf eine lineare Betrachtungsweise vorgenommen. Dies gibt jedoch die Verhältnisse in Räumen, insbesondere Verdichtungsräumen, noch nicht ausreichend wieder.

Um langfristige und regionale Belastungen zu untersuchen, wurde das folgende Modell ^{48, 81} entwickelt, das lokale Schwankungen der Konzentrationen

nicht betrachtet, aber für begrenzte Regionen (auch Ballungszentren) Aussagen über mittlere Schadstoffbelastungen zu machen gestattet. Es berücksichtigt:

1. Die pro Zeiteinheit in die Atmosphäre emittierten Schadstoffe einer Region. Diese Angaben können zeitabhängig sein.
2. Die Höhenverteilungen der Schadstoffe über der Region. Es kann angegeben werden, bis zu welcher Höhe für den Schadstoffkonzentrationsvergleich gemittelt werden soll.
3. Die Abbaurate der Schadstoffe aufgrund natürlicher Ausfallmechanismen. Aufgrund der Überlegungen in ⁴⁸ wird ein exponentieller Abbau angenommen. Durch die Berücksichtigung der Abbaurate ist es möglich, aktuelle Konzentrationen zu bestimmten Zeiten, z.B. nach 7 Tagen Inversionswetterlage, zu berechnen oder langfristige Gleichgewichtskonzentrationen zu ermitteln.
4. Den Ab- und Zutransport der Schadstoffe aus der und in die Region durch Wind.
5. Die maximal zulässigen Konzentrationen, d.h. durch Verhältnisbildung der aktuellen zur maximal zulässigen Konzentration läßt sich ein Schadensmaß definieren, mit dem verschiedene Schadstoffe und Emittenten verglichen werden können.

In der zunächst einfachsten Anwendung dieses Modells gehen wir von den im Jahre 1971 von deutschen Kernkraftwerken in die Atmosphäre emittierten Werten aus, nämlich etwa 10^4 Ci/a Xe-133. Für das Xe setzen wir wegen der ähnlichen Halbwertszeiten (t_H (Xe-133) = 5,3 d, dies entspricht einer Verweilzeit von 7,7 d) eine Höhenverteilung an, wie sie in ⁶⁰ und ⁶¹ für Radon 220/222 gemessen wurde (7,5% in den ersten 100 m). Betrachten wir die BRD als abgeschlossene Zelle, so ergibt sich daraus innerhalb der ersten 100 m eine Konzentration von ca. $0,6 \times 10^{-12}$ Ci/m³ oder ca. 0,001 mrem/a. Kr-85 ist wegen der langen Halbwertszeit von 10,7 a (dies entspricht einer Verweilzeit von 15,5 a) nach der barometrischen Höhenformel verteilt (1,7% in den ersten 100 m) und liefert bei etwa 10^3 Ci/a Kr-85 (für 1971) ebenfalls einen Beitrag von 0,001 mrem/a gemittelt über das erste Jahr der Emission und von 0,015 mrem/a als langfristiger Gleichgewichtszustand,

sofern die Emissionen gleich bleiben. Hier ist zu betonen, daß die BRD modellhaft als abgeschlossener Raum betrachtet wurde, d.h. weder wurde ein Abtransport nach außen, noch eine evtl. von außen kommende globale Konzentrationsverteilung im Innern angenommen (vgl. hierzu Abschnitt 4.4). Die Werte liegen also um mehr als 3 Zehnerpotenzen unter dem zulässigen Wert von 30 mrem/a für die atmosphärische Schadstoffbelastung durch Kernenergie, um mehr als den Faktor 10 000 unter der maximal zulässigen Strahlenbelastung für die Bevölkerung und um mehr als den Faktor 30 000 unter 1/10 der Arbeitsplatzgrenzwerte.

Den Kehrwert dieser Zahlen nennen wir relative Schadstoffbelastung. Bezogen auf die relativen Schadstoffbelastungen bei 500 mrem/a liegen heute also für die Kernkraftwerke

$$S_1 \approx \frac{1}{30\ 000} \approx 3 \cdot 10^{-5}$$

bzw. bezogen auf 150 mrem/a

$$S_2 \approx \frac{1}{10\ 000} \approx 1 \cdot 10^{-4}$$

vor.

Es ist an dieser Stelle hervorzuheben, daß die relativen Schadstoffbelastungen, wie sie in den Größen S_1 und S_2 zum Ausdruck kommen, nur Rechengrößen sind. Die Wirkungen von Schadstoffbelastungen und die Abhängigkeit dieser Wirkungen vom Grad der Schadstoffbelastungen ist damit nicht erfaßt. Auch ist nicht gesichert, daß die zur Bestimmung der relativen Schadstoffbelastung herangezogenen maximal zulässigen Konzentrationen unter Wirkungsgesichtspunkten repräsentativ sind, geschweige denn miteinander vergleichbar sind. Jedoch läßt die so ermittelte relative Schadstoffbelastung besser als durch Konzentrationsangaben eine Beurteilung der Situation zu. Denn die zugrundegelegten Immissions-Grenzwerte vermitteln nach dem heutigen Stand der Kenntnis den besten Bezug zu jener schädlichen Wirkung, die als noch vertretbar angesehen wird.

Generell werden wir die relative Schadstoffbelastung mit S_1 bezeichnen, wenn die in Abschnitt 3.1.3 mit MIK_1 bezeichneten maximal zulässigen Immissionskonzentrationen herangezogen werden und entsprechend mit S_2 bei MIK_2 .

3.2.2 Gegenwärtige Schadstoffbelastung in der BRD

Das beschriebene Modell behäftigt uns also, von Angaben am Zaun eines Kraftwerkes weg, Aussagen über die Belastung einer Region zu machen. Dabei ist es um eines Vergleiches willen interessant, nun die relativen Schadstoffbelastungen für konventionelle Kraftwerke zu ermitteln.

1970 wurden für die BRD folgende Schadstoffemissionen, verschiedene Emittenten zugeordnet, nach Angaben von Brocke und Schade ⁶³ und Meinecke ⁶⁴ geschätzt (in 10^6 t).

Mit Ausnahme von Staub liegen die Gesamtemissionen der angegebenen Schadstoffe nahe bei den in ⁸⁴ angegebenen Werten. Beim Staub sind in ⁸⁴ 4×10^6 t/a angegeben. Hier wurden jedoch die neueren Angaben nach ⁶³ und ⁸⁵ zugrundegelegt.

Tab. 14 Schadstoffemissionen in der BRD für 1970 in 10^6 t/Jahr

Emittent	SO ₂	Staub	NO _x	C _m H _n	CO	
Kraftwerke	1,6	0,4	0,5	0,2	0,2	10^6 t/a
Haushalte	0,7	0,5	0,5	0,3	0,5	
Industrie	1,3	0,4	0,5	0,5	0,2	
Verkehr	0,1	0,2	1,0	1,2	8,8	
Summe	3,7	1,5	2,5	2,2	9,7	

Für die hier angeführten Schadstoffe müssen zunächst eine Reihe von Annahmen gemacht und begründet werden.

Chemische Schadstoffe werden durch chemische und physikalische Abbauvorgänge aus der Atmosphäre entfernt. Ihre Verweilzeiten in der Atmosphäre sind konzentrationsabhängig. Höheren Konzentrationen entsprechen kurze Abbauraten. Die Abbauvorgänge und somit die Abbauraten sind nicht vollständig bekannt, so daß wir in Tab. 15 für die troposphärischen Verweilzeiten eine

relativ große Streubreite angegeben haben. Die Verweilzeit für Staub bezieht sich auf die von atmosphärischen Aerosolen ⁶⁵ bis zu einer Höhe von 5000 m.

Tab. 15 Verweilzeiten anthropogener Spurenstoffe in der Troposphäre

Schadstoff	Verweilzeiten	Referenz
SO ₂	1 – 6 d	/25 – 30 /
Staub	3 – 7 d	/24, 31, 32/
NO _x	1 – 3 d	/33, 34/
Fluor	3 – 7 d	/12/
CO	0,3 a	/35/
C _m H _n	1 – 2 d	/36/
Xe 133	7,7 d	
Kr 85	15,5 a	

Anmerkung:

Im Normalfall werden die Mittelwerte verwendet, in Ballungsräumen die unteren Grenzen. Der Grund ist Konzentrationsabhängigkeit der Verweilzeiten, wobei letztere bei hoher Konzentration kleiner werden.

Atmosphärische Spurenstoffe sind im allgemeinen nicht gleichmäßig über die Troposphäre verteilt. Aufgrund meteorologischer Bedingungen und der relativ kurzen Lebensdauer haben die meisten Schadstoffe vielmehr ein annähernd exponentiell verlaufendes Höhenprofil, dessen höchste Konzentration am Boden ist. Oberhalb 3000 m bleibt für die meisten kurzlebigen Schadstoffe die Konzentration unabhängig von Jahreszeit und Quellstärke am Boden konstant. Wegen der unterschiedlichen Quellhöhen wurde die Schadstoffkonzentration zwischen den Höhen 0 und 100 m als konstant angenommen.

Höhenprofile der Schadstoffe SO₂ und NO₂ wurden von Georgii und Jost ⁶⁷ und Georgii ⁶⁶ gemessen. Die Konzentrationen am Boden gibt Köhler und Fleck ⁷⁸ für belastete Gebiete im Jahresmittel für SO₂ mit 150 µg/m³ und NO₂ mit 50 µg/m³ an.

Vertikalprofile von Staubkonzentrationen wurden bisher noch nicht gemessen, wohl aber sind Höhenprofile der Teilchenkonzentration bekannt. Da nach Messungen von Bliffort ⁷⁹ die Teilchengrößenverteilung weitgehend unabhängig von der Höhe ist, wurde im Rahmen der Genauigkeit von vergleichenden Unter-

suchungen angenommen, daß die Partikelmassenkonzentration ähnlich verläuft wie die Teilchenkonzentration. Den Rechnungen liegen Messungen des Höhenprofils von Weickmann ⁸⁰ zugrunde.

Atmosphärische Fluorverbindungen sind sehr reaktiv und lagern sich schnell an Aerosolen an bzw. bilden selbst durch Gasreaktionen Aerosole. Für Fluor wurde daher eine dem Staub ähnliche Vertikalverteilung angenommen.

Für C_mH_n wurde angenommen, daß die Höhenverteilung der von NO_2 ähnlich ist. Das ist experimentell nicht gesichert und bedarf einer sorgfältigen Untersuchung. Da die gemessenen atmosphärischen Verweilzeiten, die im Bereich von einigen Stunden liegen, jedoch überwiegend durch photochemischen Abbau zustande kommen, kann man im Hinblick auf die in der BRD begrenzte mittlere Sonnenscheindauer davon ausgehen, daß die "mittlere regionale" Verweilzeit von C_mH_n einen Faktor 10 größer ist. Damit kommt sie in den Bereich der NO_2 -Verweilzeit. Die Annahme einer NO_2 -vergleichbaren Höhenverteilung ist dann vernünftig. Bei CO wird wegen der langen Verweilzeiten in der Atmosphäre die barometrische Höhenformel für die Höhenverteilung angesetzt.

Damit ergeben sich für die Anteile der Schadstoffe in den ersten 100 m Höhe folgende Werte:

Tab. 16 Anteil der Schadstoffe in den ersten 100 m Höhe, bezogen auf die Schadstoffmenge im betrachteten Gesamtvolumen

SO ₂	15,0 %
Staub	20,0 %
NO ₂	17,0 %
Fluor	20,0 %
CO	1,7 %
C _m H _n	17,0 %
Xe 133	7,5 %
Kr 85	1,7 %

Die relative Schadstoffbelastung S wird im folgenden für hohe und für niedrige Werte der Standards (s. Abschn. 3.2.1) errechnet, dargestellt als Bereich S_1 bis S_2 .

Tab. 17 *Relative Schadstoffbelastung der Emission chemischer Schadstoffe in der BRD (1970)*

	SO ₂		Staub		NO _x		C _m H _n		CO		Summe	
	S ₁	S ₂	S ₁	S ₂	S ₁	S ₂	S ₁	S ₂	S ₁	S ₂	S ₁	S ₂
Kraftwerke	0,40	1,1	0,58	0,58	0,04	0,19	—	0,06	—	—	1,02	1,93
Haushalte	0,18	0,5	0,72	0,72	0,04	0,19	0,01	0,08	—	0,01	0,95	1,50
Industrie	0,32	0,9	0,58	0,58	0,04	0,19	0,01	0,14	—	—	0,66	1,52
Verkehr	0,02	0,1	0,30	0,30	0,09	0,37	0,04	0,33	0,08	0,21	0,38	1,16
Summe	0,92	2,6	2,18	2,18	0,21	0,94	0,06	0,61	0,08	0,22	3,01	6,11

Tabelle 17 zeigt, daß schon die Belastung durch die einzelnen Schadstoffe teilweise die zulässigen Grenzen bei Mittelung über die BRD, erst recht also in Ballungszentren, übersteigt. Unter Berücksichtigung aller Unsicherheiten kann zumindest festgehalten werden, daß die atmosphärische Schadstoffbelastung heute bereits ein bedenkliches Maß angenommen hat. Die Kernkraftwerke dagegen liegen in ihren Schadensanteilen um mindestens den Faktor 10^3 unter der Belastungsgrenze (30 mrem/a), so daß der Zubau von Kernkraftwerken zur Deckung des zukünftigen Energiebedarfs auf lange Sicht von der atmosphärischen Schadstoffbelastung her gesehen unproblematisch ist.

3.2.3 Gegenwärtige Schadstoffbelastung im Verdichtungsraum Rhein/Ruhr

Es ist interessant, dieselben Betrachtungen für den Verdichtungsraum Rhein-Ruhr vorzunehmen. Der Einfachheit halber werden im folgenden nur noch die relativen Schadstoffbelastungen S_2 , gemessen also an den niedrigen Werten für die Standards (Klasse 2 der Tabelle 13) verwendet.

Die Fläche des Verdichtungsraumes Rhein/Ruhr beträgt 6500 km^2 , die Emissionen in 10^6 t/a sind unter Zugrundelegung von ⁶², ⁶⁴ die folgenden:

Tab. 18 Emissionen in 10⁶ t/a im Verdichtungsraum Rhein/Ruhr (1970)

	SO ₂	Staub	NO _x	C _m H _n	CO	
Kraftwerke	0,44	0,04	0,17	—	0,01	
Haushalte	0,13	0,07	0,05	0,02	0,34	
Industrie	0,64	0,16	0,15	—	0,18	
Verkehr	0,01	0,03	0,06	0,07	0,86	
Summe	1,22	0,30	0,43	0,09	1,39	

Tab. 19 Relative Schadstoffbelastung S₂ bei 4,5 m/sec Wind [72] am Windaustritt des Verdichtungsraumes Rhein/Ruhr (1970)

	SO ₂	Staub	NO _x	C _m H _n	CO	Summe
Kraftwerke	1,79	0,85	0,55	—	—	3,19
Haushalte	0,53	1,47	0,16	0,14	0,04	2,34
Industrie	2,60	3,40	0,48	—	0,03	6,51
Verkehr	0,04	0,64	0,19	0,48	0,11	1,46
Summe	4,96	6,36	1,38	0,62	0,18	13,50
Summe Mittel über Ballungsraum	3,96	6,08	1,06	0,59	0,18	11,87

Messungen für regionale Immissionskonzentrationen im Verdichtungsraum Rhein/Ruhr für SO₂ und Staub bestätigen mit guter Näherung die Ergebnisse der Modellrechnungen.

Als ungünstigsten Fall errechnen wir die Schadstoffbelastung am 7. Tag einer windstillen Periode, was etwa mit den Ergebnissen einer 500 bis 700 m Inversionswetterlage unter der Annahme einer gleichmäßigen Konzentrationsverteilung innerhalb dieser Höhe übereinstimmt.

Tab. 20 Relative Schadstoffbelastung S_2 bei Inversionswetterlage
(500 m, 7. Tag) im Verdichtungsraum Rhein/Ruhr (1970)

	SO ₂	Staub	NO _x	C _m H _n	CO	Summe
Kraftwerke	13,7	1,9	2,6	—	0,01	18,2
Haushalte	4,0	3,2	0,8	0,25	0,25	8,5
Industrie	20,0	7,5	2,4	—	0,14	30,0
Verkehr	0,3	1,4	1,0	0,85	0,65	4,2
Summe	38,0	14,0	6,8	1,1	1,05	61,0

Die drei nennenswerten Schadensbeiträge sind von SO₂ aus der Industrie und aus den Kraftwerken, sowie aus der Industrie Staub. Die Schadensanteile unter dem Stichwort Industrie teilen sich weiter auf und zeigen, daß dort der SO₂-Beitrag vornehmlich auch auf die Energieerzeugung zurückgeht. Es wird für spätere Abschnitte deshalb interessant sein, die Chancen der Kernenergie auch außerhalb der elektrischen Energieerzeugung zu untersuchen.

3.3 Vergleich der atmosphärischen Schadstoffbelastung durch die verschiedenen Energieträger bei der elektrischen Energieerzeugung

Im folgenden werden die atmosphärischen Schadstoffbelastungen aus der Energieerzeugung in konventionellen, mit fossilen Brennstoffen betriebenen Kraftwerken und in Kernkraftwerken verglichen. In einer Näherung geben die Ergebnisse auch Hinweise über die qualitativen Unterschiede verschiedener Energieträger auf anderen Gebieten als der elektrischen Energieerzeugung. Dies wird dann in Abschnitt 3.4 näher behandelt.

Wir gehen zunächst von den in Abschnitt 3.1 angegebenen spezifischen Emissionen für die verschiedenen fortschrittlichen Kraftwerkstypen aus und errechnen die relativen Schadstoffbelastungen für 1970 in der BRD, wobei für jeden Kraftwerkstyp angenommen wird, daß er 228 TWh Strom erzeugt hat. Tabelle 21 zeigt die oberen S-Werte (S_2) unter Berücksichtigung einer Emissionsperiode von einem Jahr.

Tab. 21 Relative Schadstoffbelastungen S_2 in der BRD bei alternativer Erzeugung des elektrischen Energiebedarfs von 1970

	SO ₂	Staub	NO _x	Fluor	Xe	Kr	Summe ⁺⁾
Steinkohle	0,94	0,45	0,17	0,75	—	—	2,31
Braunkohle	1,20	0,86	0,28	1,65	—	—	3,99
Öl	1,16	0,22	0,20	0,06	—	—	1,64
Erdgas	$3,1 \cdot 10^{-4}$	—	0,16	—	—	—	0,16
SWR	—	—	—	—	$1 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$
DWR	—	—	—	—	$3 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$

⁺⁾ Es handelt sich hierbei nur um die Schadstoffbelastung, die nur der elektrischen Energieerzeugung zuzurechnen ist.

Der einzige hier relevante Schadstoff mit einer langen Halbwertszeit ist Kr-85. Hier könnten Langzeiteffekte auftreten. Fragen wir nach der Gleichgewichtskonzentration von Kr-85 für $t \rightarrow \infty$, so erhalten wir für SWR eine relative Schadstoffbelastung von 0,017 und für DWR eine relative Schadstoffbelastung von 0,021.

In die Nähe eines Gleichgewichtszustandes kommt man jedoch erst nach 30 Jahren. In so großen Zeiträumen wird allerdings der Gleichgewichtseffekt bereits vom Energiezuwachs mehrfach überholt. 1985 werden wir in der BRD aufgrund des geschätzten Kernenergiezuwachses eine Belastung von ca. 0,18 mrem/a aus Xe-133 und 0,23 mrem/a aus Kr-85 haben. Hinzuzuaddieren ist allerdings noch die Kr-85 Belastung aus Wiederaufarbeitungsanlagen von vermutlich weniger als 0,025 mrem/a (siehe Kapitel 4.2). Die Gesamtbelastung bleibt damit auch 1985 unbedeutend. Es wären immerhin 30 mrem/a noch zulässig (siehe Kapitel 3.1).

Legt man die gesetzlich gültigen Standards für Kr-85 zugrunde, so bleibt Kr-85 für die Schadstoffbelastung langfristig bestimmend. Geht man jedoch von der in 3.1.3 dargestellten realistischen Beziehung zwischen Aktivitätskonzentration und Dosis aus, so reduziert sich der Krypton-Wert um den Fak-

tor 70 und Xe-133 wird der bestimmende Schadstoff. Außerdem ist für das langlebige Kr-85 anzunehmen, daß es sich über die BRD hinaus verteilt und die regionalen Belastungen weiter reduziert.

Mit einem Faktor 1000 (bzw. 100 gegenüber Erdgas) bleibt die Schadstoffbelastung der Kernstromerzeugung weit unter dem Standard, der im Hinblick auf die Toleranzgrenzen chemischer Schadstoffe akzeptierbar wäre. Eine so geringe Belastung gestattet es, für eine vergleichende Bewertung die bestehende Unsicherheit beseite zu schieben, die sich aus der Frage ergibt, inwieweit die hier benutzte relative Schadstoffbelastung ein Maß für die auftretenden Schadenswirkungen darstellt. Somit läßt sich feststellen, daß in Zukunft die Schadstoffbelastung der Luft durch Kraftwerke in dem Maße abnimmt, in dem die Kernenergie zur Stromerzeugung herangezogen wird. Bei der niedrigen relativen Schadstoffbelastung die von der Kernenergie ausgeht, ist eine Abschätzung ihrer Auswirkungen bei steigendem Energiebedarf müßig. Würde mit ihrer Hilfe heute der gesamte Strombedarf gedeckt, so ergäbe sich daraus nur eine mittlere Belastung der BRD von 0,3 mrem/a. Für die Schadenswirkungen konventioneller Energieerzeugung ist es jedoch von Bedeutung, daß wir 1980 ca. die doppelte relative Schadstoffbelastung zu verzeichnen haben würden. Wenn bis dahin der Anteil der Kernenergie auf 20% gestiegen ist, so ist die relative Schadstoffbelastung der BRD immer noch 1,6 mal schlechter als heute. Die schnelle Einführung der Kernenergie kann also als eine wichtige und dringende Aufgabe bezeichnet werden.

Der Vollständigkeit halber sei erwähnt, daß diese Überlegungen auch richtig bleiben, wenn man S_1 berechnet, also die oberen Belastungsgrenzen (zumeist VDI-Werte) heranzieht. Die Summe aller S_1 für die einzelnen Schadstoffe ergibt:

Tab. 22. Relative Schadstoffbelastungen S_1 in der BRD (S_1) bei alternativer Erzeugung des elektrischen Energiebedarfs von 1970

	S_1 (Summe)
Steinkohle	1,34
Braunkohle	2,30
Öl	0,97
Erdgas	0,05
SWR	$6,6 \cdot 10^{-4}$
DWR	$5,6 \cdot 10^{-4}$

Noch bedeutsamer ist die Einführung der Kernenergie für Ballungszentren. Wir betrachten hierzu wieder die Alternativen verschiedener Energieerzeugung für den derzeitigen elektrischen Energiebedarf im Verdichtungsraum Rhein/Ruhr. Auf 6500 km² werden 52 TWh/a erzeugt. Das führt zu einer 10-mal höheren Emissionsdichte als im BRD-Mittel. Mit der Annahme einer Windgeschwindigkeit von 4,5 m/sec hält sich die Belastung jedoch in Grenzen. Dagegen steigt die Belastung bei Inversionen von einer Woche, wie sie mehrmals im Jahr auftreten, erheblich an.

In Tab. 23 ist für die Normalwetterlage die an der Stelle des Windaustritts anzutreffende Belastung angegeben. Für die Inversionswetterlage wurde eine homogen mit den entsprechenden Schadstoffen aufgefüllte Zelle von 6500 km² Fläche und 500 m Höhe zugrundegelegt.

Tab. 23 Relative Schadstoffbelastungen für den Verdichtungsraum Rhein/Ruhr bei alternativer Erzeugung des Energiebedarfs von 1970

(Summen) +)	Normalwetterlage	Inversionswetterlage	
	S ₂	S ₁	S ₂
Steinkohle	3,6	8,2	22,0
Braunkohle	6,2	14,0	36,0
Öl	2,8	6,9	18,0
Erdgas	0,3	0,4	1,7
SWR	$2,3 \cdot 10^{-3}$	$6,6 \cdot 10^{-3}$	0,02
DWR	$1,8 \cdot 10^{-3}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$	0,01

+)
 Normalwetterlage: 4,5 m/sec.
 Inversionswetterlage: 500 m, 7. Tag

S₂ bei Inversionswetterlage für SO₂ beträgt im Mittel 12,5. Die in der Zukunft zu erwartende Reduzierung der spezifischen SO₂-Emissionen wird auf zweifachem Wege vorangetrieben: durch Rauchgasentschwefelung und durch Brennstoffentschwefelung. Diese Möglichkeiten wurden für die langfristigen S - Werte nicht berücksichtigt, da es unsicher ist, wann diese Entschwefelungsanlagen eingesetzt werden können. Zweifellos werden sie zunächst nur beim kleineren Teil der Kraftwerke installiert werden. Die nach dem heutigen Stand erzielbaren Reduktionen der Emissionen liegen im Bereich des Faktors 3 - 5, solange man nicht größere Aufwendungen (wirtschaftlich und technisch),

die über die gegenwärtige Technologie hinausgehen, vornimmt. Die für die Erzielung der genannten Reduktions-Faktoren entstehenden Kosten liegen im Bereich von 0,1 - 0,6 DPf/kWh.

3.4 Veränderungen durch den Einsatz der Kernenergie in speziellen Bereichen der Energieerzeugung

In öffentlichen Kraftwerken, die vornehmlich der Stromerzeugung dienen, arbeiten Kernreaktoren bereits seit einiger Zeit wirtschaftlich. Da jedoch nur 30% der verbrauchten Nutzenergie in Form von Elektrizität und 70% in der Energieform Wärme benötigt werden ⁸⁶, muß die Frage gestellt werden, welche Rolle den Kernreaktoren zukünftig auf dem Wärmemarkt zukommt.

Die heutigen Leichtwasserreaktoren (LWR) erreichen Kühlmittelaustrittstemperaturen von etwa 300⁰ C. Sie sind zur Erzeugung von Prozeßwärme bis zu diesem Temperaturniveau und zur gleichzeitigen Stromerzeugung geeignet. Durch die Entwicklung des Hochtemperatur-Reaktors (HTR), dessen großtechnischer Einsatz zu Beginn der 80er Jahre realisierbar erscheint, ist es möglich, Wärmeenergie auf einem Temperaturniveau oberhalb von 850⁰ C anzubieten. Der HTR wird damit über das Energieangebot der LWR hinaus zusätzlich hochtemperaturige Wärme für chemische Prozesse liefern.

Die mit Reaktoren bereitzustellende Wärme kann aus wirtschaftlichen Gründen nur in großen Anlagen erzeugt werden. Da zur Übertragung der Wärme über größere Entfernungen keine geeigneten Systeme zur Verfügung stehen, wird der Einsatz von Kernwärme auf großtechnische Verfahren beschränkt bleiben. Als Einsatzbereiche kommen deshalb vorwiegend die Industriegruppen 'Chemie' und 'Eisen und Stahl' infrage.

Auf dem Umweg über die Vergasung von Kohle und schwerem Heizöl zu einem als Erdgasersatz geeigneten Energieträger bietet sich längerfristig auch ein Weg an, die Kernwärme für Kleinabnehmer (etwa 30% des Gesamtwärmebedarfes) nutzbar zu machen.

In allen Fällen ist es neben den zu erwartenden ökonomischen Vorteilen von großer Bedeutung, daß die fossilen Primärenergieträger geschont und die bei deren Verbrennung auftretenden Schadstoffemissionen verringert werden.

Eine weitere Verminderung der Schadstoffbelastung ist durch den indirekten Einsatz der Kernenergie im Bereich 'Verkehr' möglich. Obwohl lokal bereits eine starke Verbesserung durch die Einführung des Elektroautos erreichbar ist, würde ein Einfluß auf die regionale Schadstoffbelastung nur dann hervortreten, wenn der durch diese Maßnahme bedingte erhöhte Strombedarf über den Zubau von Kernkraftwerken gedeckt wird.

Die Tab. 24 enthält für den als Beispiel gewählten Verdichtungsraum Rhein / Ruhr die Anteile der relativen Schadstoffbelastungen, die von den einzelnen Energieverbrauchern hervorgerufen werden. Daraus ergibt sich, daß in allen Verbrauchergruppen eine Verminderung der Schadstoffemissionen herbeigeführt werden muß. Der aufgezeigte Einsatz der Kernenergie außerhalb der Stromversorgung, für den ohne die Erzeugung von Erdgasersatz eine Reaktorleistung von ca. 60.000 MW_{th} im Jahre 2000 prognostiziert wird, kann dazu wesentlich beitragen.

Tab. 24 Beiträge von Energieverbrauchergruppen zur Schadstoffbelastung im Verdichtungsraum Rhein/Ruhr, Situation 1969

	SO ₂	Staub	NO _x	C _m H _n	CO
rel. Schadstoffbelastung ¹⁾ Wind, 4,5 m/s	5,0	6,4	1,4	0,6	0,2
rel. Schadstoffbelastung ²⁾ Inversion, 500 m, 7. Tag	38	14	6,8	1,1	1,0
Beiträge von Energieverbrauchergruppen in %					
Kraftwerke	36	13	39,5	1,5	0,5
Industrie ³⁾	52	53,5	36	3,5	13,5
von der Gesamtbelastung entfällt auf					
Chemie	10	3	10	¹⁴⁾	3,5
Eisen + Stahl	26	46	10	1	< 1
Haushalt + Kleingewerbe	11	23	10,5	21	24
Verkehr	1	10,5	14	74	62

¹⁾ vgl. Tab. 19

²⁾ vgl. Tab. 20

³⁾ ohne Kraftwerke, einschließlich Rohstoffherzeugung

⁴⁾ Über die C_mH_n-Emissionen aus Produktionsprozessen der Chemie liegen keine regionalisierten Daten vor. Bei Einbeziehung dieser Emissionen dürfte der Beitrag der Chemie auf schätzungsweise 20% ansteigen.

3.4.1 Kernenergie in der Industriegruppe Chemie

Industriebetriebe mit Wärmeverbrauch sind zur Installation eigener Sekundärenergieerzeugungsanlagen in der unmittelbaren Nähe der wärmeverbrauchenden Betriebe gezwungen, da Prozeßwärme weder als niedertemperaturige Wärme im Wasserdampf (bis etwa 320°C) noch als hochtemperaturige Wärme kostengünstig über weitere Strecken transportiert werden kann. Mit einem hohem Prozeßwärmebedarf ist daher stets ein hoher Eigenenergieerzeugungsanteil bezogen auf den gesamten Energiebedarf einer Industriegruppe verbunden.

In der Industriegruppe Chemie finden sich folgende, für den Einsatz von Kernenergie günstige Voraussetzungen:

- hoher Gesamtenergiebedarf; die Chemie ist neben der Industriegruppe Eisen und Stahl der größte industrielle Energieverbraucher in der BRD,
- hoher Prozeßwärmebedarf und damit hoher Eigenenergieerzeugungsanteil,
- starke räumliche Konzentration; die traditionell größten Energieverbraucherbezirke Gelsenkirchen, Köln, Mannheim und Frankfurt vereinigen drei Viertel des gesamten Energieverbrauchs dieser Industriegruppe auf sich,
- gegenüber der Gesamtindustrie überdurchschnittliche Wachstumsraten.

Nutzenergie wird in der Chemie in den Formen Elektrizität und Prozeßwärme benötigt, wobei man die Prozeßwärme in den Bereich "hochtemperaturige Wärme" und "niedertemperaturige Wärme" unterteilen kann. Die benötigte niedertemperaturige Wärme (bis etwa 320°C) wird in den meisten Fällen mittels des Wärmeträgers Wasserdampf (Prozeßdampf) in endotherme chemische Prozesse hineingebracht, die benötigte hochtemperaturige Wärme durch direkte Befeu-erung.

Das Kernenergieeinsatzpotential für die Industriegruppe Chemie hängt nicht allein von ihrem Prozeßwärmebedarf ab. Industriekraftwerke produzieren die beiden Sekundärenergien Prozeßdampf und elektrischer Strom als Koppelpro-

dukte in der sogenannten "Wärme-Kraft-Kopplung". Legt man die in der Gruppe Chemie üblichen Kraftwerksdaten ⁺⁾ zugrunde, so ergibt sich, daß eine in das Kraftwerk eingebrachte Einheit an Primärenergie zu etwa 37% als nieder-temperaturige Prozeßwärme und etwa 25% als elektrische Energie genutzt wird. 38% entfallen auf die Verlustenergie, die als Abwärme an die Luft und an das Kühlwasser abgegeben wird.

Da die in der Entwicklung befindlichen Hochtemperaturreaktoren auch einen Teil der jetzt durch Unterfeuerung mit Gas und Heizöl bereitgestellten hochtemperaturigen Wärme liefern können, muß zur Abschätzung des Kernenergieeinsatzes in der Gruppe Chemie die Entwicklung ihres gesamten Energiebedarfes betrachtet werden. Dabei sind die Entwicklungen des spezifischen Energiebedarfes der Produktionsmengen und der Produktionsstruktur zu berücksichtigen. Bei einer etwa achtprozentigen jährlichen Zuwachsrate energieintensiver Produktgruppen und einer etwa einprozentigen jährlichen Verringerung des spezifischen Energieverbrauchs aufgrund der fortschreitenden technischen Entwicklung kann mit einer Verdopplung des Gesamtenergieverbrauchs der Industriegruppe Chemie innerhalb eines Jahrzehntes für die kommenden drei Dekaden gerechnet werden.

Bei der Ermittlung, in welchem Umfang die Kernenergie in der Industriegruppe Chemie fossile Primärenergien ersetzen kann, wurde berücksichtigt, daß

- ein Teil der in den Statistiken ebenfalls als Energieverbrauch ausgewiesenen Primärenergieträger Rohstoff-Funktion haben und nicht durch Kernenergie zu ersetzen sind;
- aufgrund der unterschiedlichen Kostendegression bei fossil beheizten Kraftwerken und Kernkraftwerken, letztere erst ab einer bestimmten Leistungsgröße Sekundärenergien kostengünstig produzieren können;

⁺⁾ Frischdampf Temperatur etwa 530^o C

20% des benötigten Prozeßdampfes wird als Hochdruckprozeßdampf (20at, 320^oC), 80% als Niederdruckdampf (5 at, 200^oC) eingesetzt

1 t Frischdampf erzeugt etwa 160 bis 200 kWh_e

- Industriekraftwerke wegen des im allgemeinen kleinen Abnehmerkreises für die produzierte Sekundärenergie und aus Gründen der Reservehaltung im Vergleich zu öffentlichen Kraftwerken als kleinere Einheiten erstellt werden;
- Kernkraftwerke im Gegensatz zu fossil beheizten Anlagen durch die hohen Anlagekosten nur für Grund- und Mittellasteinsatz in Frage kommen. Für Reservekesselanlagen und Kessel kleinerer Auslastung werden in jedem Fall fossil beheizte Kesselanlagen entscheidende ökonomische Vorteile aufweisen.

Die Untersuchung dieser Punkte führt zu dem Ergebnis, daß bei der heute bekannten Kostenstruktur der Kernkraftwerksanlagen (Leichtwasserreaktoranlagen) bis zu 30% der in der Industriegruppe Chemie installierten Dampfleistung durch Kernenergie versorgt werden können. Neben Prozeßdampf und Strom können Kraftwerke mit Hochtemperaturreaktoren zusätzlich Prozeßwärme auf hohem Temperaturniveau liefern. Beim Hochtemperaturreaktor vom Typ des Kugelhaufenreaktors erscheinen heute Kühlgasaustrittstemperaturen von 950°C realisierbar. Die Wärme kann in diesem Fall unmittelbar vom Kühlgas des Reaktors (Helium) in den chemischen Prozeß eingekoppelt werden. Die technische Realisierungsmöglichkeit des Hochtemperaturwärmeeinsatzes (z.B. Höhe der Reaktionstemperatur der in Frage kommenden Prozesse) ist z.Zt. Gegenstand von Forschungsprojekten. Es erscheint jedoch sicher, daß für den Einsatz nuklearer Hochtemperaturwärme die Äthylen- und die Äthylenbeiprodukt-erzeugung aus Naphtha in Betracht kommen.

Weitere Hochtemperaturwärme verbrauchende Prozesse sind:

- a) Synthesegaserzeugung ($\text{H}_2 + \text{CO}$) aus schwerem Heizöl, Methan oder Kohle. Dieses Gas kann für Erzdirektreduktionen oder als Energieträger Verwendung finden,
- b) Wasserstoffherzeugung aus schwerem Heizöl, Methan oder Kohle. Wasserstoff findet u.a. Verwendung als Rohstoff für die Ammoniak- und die Methanolsynthese, sowie zu Hydrierungen,
- c) "Wasserspaltung", d.h. Erzeugung von Wasserstoff und Sauerstoff durch thermische Zerlegung von Wasser.

Auch diese drei Prozesse können mit nuklearer Hochtemperaturwärme im Prinzip versorgt werden, da die Reaktionstemperaturen 1000°C nicht wesentlich überschreiten. Da diese Verfahren anders als die Äthylenerzeugung heute noch nicht großtechnisch eingesetzt werden, bleiben sie hier außer Betracht.

Die Ergebnisse der Abschätzung des ab 1980 möglich erscheinenden Kernenergieeinsatzes in der Chemischen Industrie sind in Tabelle 25 für die Jahre 1990 und 2000 eingetragen. Gleichzeitig enthält die Tabelle die absoluten Schadstoffmengen, die sich ergäben, wenn die als substituierbar angesetzten thermischen Leistungen in jeweils einem der sieben Kraftwerkstypen installiert würden.

Tab. 25 Durch Kernenergie substituierbare Kraftwerksleistung in der Industriegruppe Chemie und Schadstoffemissionen bei Deckung dieser Leistung durch verschiedene Kraftwerkstypen

Kraftwerkstypen	bis 1990 (a) bzw. 2000 (b) substituierb. ⁺ thermische Leistung [MW]	Emissionen [10^3 t/a]					radio- logische Emissionen [1000 Ci/a]	Abwärme- leistung [MW _{th}]
		SO ₂	NO _x	Staub	Fluor	CO		
Steinkohle	a 24.000	570	210	38	3,6	5,2	—	6.700
	b 48.000	1140	420	76	7,2	10,4		13.400
Braunkohle	a 24.000	214	36	63	7,4	18	—	6.700
	b 48.000	428	72	126	14,8	36		13.400
Heizöl	a 24.000	590	304	9	0,32	0,09	—	6.700
	b 48.000	1180	608	18	0,64	0,18		13.400
Erdgas	a 24.000	0,16	53-230	—	—	—	—	6.700
	b 48.000	0,32	106-460	—	—	—		13.400
Siedewasserreaktor	a 24.000	—	—	—	—	—	460	12.100
	b 48.000	—	—	—	—	—	920	24.200
Druckwasserreaktor	a 24.000	—	—	—	—	—	150	12.100
	b 48.000	—	—	—	—	—	300	24.200
Hochtemperatur- reaktor ⁺⁺)	a 25.750	—	—	—	—	—	30	6.700
	b 53.700	—	—	—	—	—	64	13.400

⁺) Die angegebenen Leistungen entsprechen dem Einsatzpotential von Kernkraftwerken zur Prozeßdampf- und Stromproduktion bzw. dem Potential von Hochtemperaturreaktoren zur Lieferung von hochtemperaturiger Wärme, Prozeßdampf und Strom.

⁺⁺) Die für HTR mögliche thermische Mehrleistung muß bei anderen Kraftwerkskonzeptionen zusätzlich durch Verbrennung fossiler Primärenergieträger aufgebracht werden.

Um die Bedeutung der Belastungsminderung durch den Einsatz von Kernenergie in der Industriegruppe Chemie zu veranschaulichen, wird in Tab. 26 die im Jahr 1990 bzw. 2000 mögliche Minderung der einzelnen Schadstoffe mit der Belastung durch die gesamte Industrie und der Gesamtbelastung in der BRD 1970 (Tab. 14) verglichen. Hierbei wurde die Energiestruktur der Chemischen Industrie der BRD des Jahres 1970 zugrundegelegt. Einerseits sind die Belastungsminderungen bei globaler Betrachtung relativ gering, andererseits können jedoch spürbare Entlastungen in den Gebieten mit starker räumlicher Konzentration der chemischen Industrie (vier Schwerpunkte in Ballungsbereichen) erwartet werden.

Tab. 26 Vergleich der Belastungsminderung durch Kerneregieinsatz in der Industriegruppe Chemie der BRD der Jahre 1990 und 2000 im Vergleich zur Belastung durch die Industrie und zur Gesamtbelastung in der BRD 1970

Belastungen	1990				2000			
	[10 ³ t]				[10 ³ t]			
	SO ₂	NO _x	Staub	CO	SO ₂	NO _x	Staub	CO
Steinkohle	171	63	11	2	342	126	22	4
Braunkohle	8	1	2	1	16	2	4	2
Heizöl	256	132	4	—	512	264	8	—
Erdgas	—	35	—	—	—	70	—	—
Σ	435	231	17	3	870	462	34	6
Belastungsmind. in %/ zur Belastung durch die Gesamtindustrie 1970	33,5	46	3,5	1,5	67	92	8,5	3
Belastungsmind. in %/ zur Gesamtbelastung in der BRD 1970	10,8	9,25	1,1	—	21,6	19,5	2,3	

3.4.2 Kernenergie in der Industriegruppe Eisen und Stahl

Die Eisen- und Stahlindustrie bietet neben der Industriegruppe Chemie ein weiteres aus technischer, ökonomischer und ökologischer Sicht interessant scheinendes Einsatzpotential für nukleare Energie. Wegen des in diesem Industriezweig großen Bedarfs, sowohl an Wärme auf hohem Temperaturniveau als auch an Strom, steht hier in erster Linie der Einsatz von Hochtempera-

turreaktoren (HTR), die gleichzeitig beide Energieformen liefern können, zur Diskussion.

Die vom HTR angebotene hochtemperaturige Wärme eignet sich zur Herstellung eines Gases aus fossilen Brennstoffen. Dieses Gas, das aus CO , H_2 oder einer beliebigen Mischung beider besteht, soll in der Eisenhüttenindustrie als Reduktionsmittel bei der Roheisen- bzw. Eisenschwammerzeugung zum Einsatz kommen. Damit bietet sich die Möglichkeit, den bisher zur Reduktion des Erzes benötigten Koks zu substituieren und von der Roheisenerzeugung im Hochofen auf die umweltfreundlichen Verfahren der Reduktion außerhalb des Hochofens (Eisenerzdirektreduktion-Eisenschwammerzeugung) überzugehen.

In dem sich an die Roheisen- bzw. Eisenschwammerzeugung anschließenden Bereich der Rohstahlerzeugung kann der Einsatz von Reaktoren den heute in größeren Einheiten bereits eingesetzten "sauberen" Elektrostahlverfahren eine breitere Anwendungsbasis bieten. Die Gründe hierfür sind zum einen der vom HTR neben dem Reduktionsgas in Eigenanlagen kostengünstig erzeugte Strom, zum anderen verfahrensbedingte Vorteile bei der Verarbeitung von in Direktreduktionsanlagen erzeugtem Eisenschwamm zu Elektrostahl.

Die Technologie der Direktreduktion von Eisenerzen nach den verschiedenen Verfahren befindet sich z.Zt. im Stadium des Überganges von Versuchs- zu Produktionsanlagen. So werden, z.B. in Oberhausen, Forschungsarbeiten an einer Direktreduktionsanlage nach dem Purofer-Verfahren durchgeführt. Im Rahmen dieser Arbeiten wurden bereits über 150000 t Eisenschwamm erzeugt, der sich sowohl für den Einsatz in Elektrostahlwerken als auch für Lagerung und Transport als geeignet erwiesen hat. Nach einem anderen Verfahren, dem Midrex Verfahren, läuft in Hamburg bereits seit April 1972 die erste großtechnische Direktreduktionsanlage Europas, die jährlich ca. 0,5 Millionen Tonnen Eisenschwamm erzeugt. Eine Anlage von 5 Mio jato Eisenschwammerzeugung nach dem gleichen Verfahren wird in Rußland geplant. Alle angesprochenen Anlagen arbeiten auf der Basis von Erdgas, das mit Hilfe von Wärme aus fossilen Verbrennungsprozessen zu einem Reduktionsgas umgewandelt wird.

Die benötigten großen Wärmemengen können Hochtemperaturreaktoren liefern. Das Reduktionsgas läßt sich nach verschiedenen Verfahren und auf unterschiedlicher Rohstoffbasis herstellen, z.B. durch Kohlevergasung oder Methanspal-

tung. Bei der Kohlevergasung stehen in erster Linie die hydrierende Kohlevergasung und der PATTENHAUSEN-Prozeß zur Diskussion, wobei für den Bereich der Stahlindustrie das zweite Verfahren ausichtsreicher scheint. Entwicklungsarbeiten zu diesen Verfahren und zur Methanspaltung sind noch nicht abgeschlossen.

Bisherige Analysen über die Wirtschaftlichkeit des Einsatzes von Hochtemperaturreaktoren in der Eisen- und Stahlindustrie lassen, zumindest für größere Einheiten ab etwa $1000 \text{ MW}_{\text{th}}$, Kostenvorteile gegenüber den konventionellen Verfahren der Eisen- und Stahlerzeugung erwarten; abschließende Ergebnisse stehen auch dazu aus, weil technische Probleme, wie etwa die Kopplung eines Reaktorkühlkreislaufes mit dem Verfahren der Reduktionsgaserzeugung noch gelöst werden müssen.

Abschätzungen, welche Reaktorleistung technisch erforderlich ist, haben für ein gemisches Eisenhüttenwerk (Roheisenerzeugung, Stahl- und Walzwerk) mit einer Kapazität von ca. 8 Millionen Jahrestonnen Rohstahlerzeugung (Elektrostahl über Eisenschwamm) $3000 \text{ MW}_{\text{th}}$ ergeben. Kleinere Kapazitäten in der Größenordnung von etwa 1 Mio t/a, die z.B. Standortvorteile bieten können, erfordern ca. $500 \text{ MW}_{\text{th}}$ ⁸⁷. Die zu installierende Reaktorleistung wird dabei vom Synthesegasbedarf zur Eisenschwammherstellung bestimmt, nicht vom Strombedarf, der bei derartigen Anlagen über der Stromerzeugung des entsprechenden Reaktors liegt.

Bei der Abschätzung der Zubaumöglichkeiten für Reaktoren in der Industrie-gruppe Eisen und Stahl ab 1985 wird berücksichtigt, daß zu diesem Zeitpunkt nur noch die nach heutigen Begriffen modernsten Hüttenanlagen betrieben werden und der Übergang zu einer neuen Technologie von da an auch nur schrittweise mit der Abschreibung des vorhandenen Anlagenparks erfolgen kann.

Für das Jahr 1990 wird die Erzeugung von 9 Millionen Jahrestonnen Elektrostahl aus mit Hilfe von Kernenergie erzeugtem Eisenschwamm prognostiziert (Abb. 2). Dazu wurde angenommen, daß auch der relativ geringe Teil der 1985 bereits laufenden Direktreduktionsanlagen auf Kernenergie umgestellt wird.

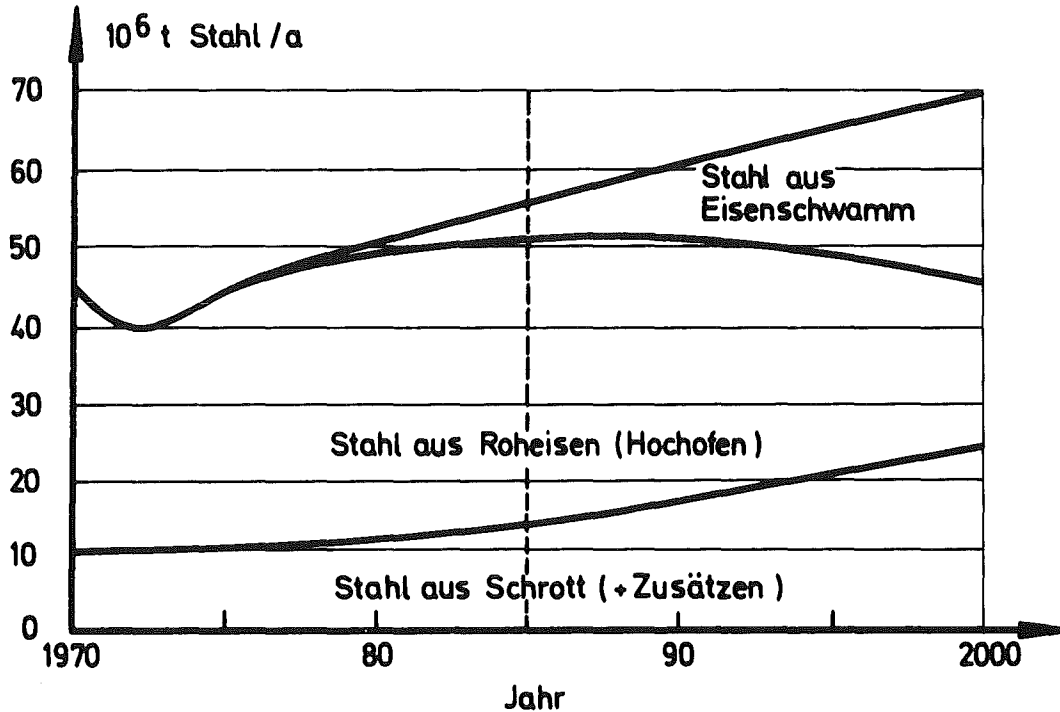


Abb. 2 Prognose der Rohstahlerzeugung

Von diesen Zahlen ausgehend ergibt sich für das Jahr 1990 eine installierte Reaktorleistung von 3500 MW_{th} (Abb. 3). Bei einer weiteren gleichmäßigen Zunahme der neuen Verfahren ist für das Jahr 2000 zur Erzeugung von etwa 24 Mio jato Stahl aus Eisenschwamm eine installierte Reaktorleistung von etwa 9000 MW_{th} zu erwarten ⁸⁶.

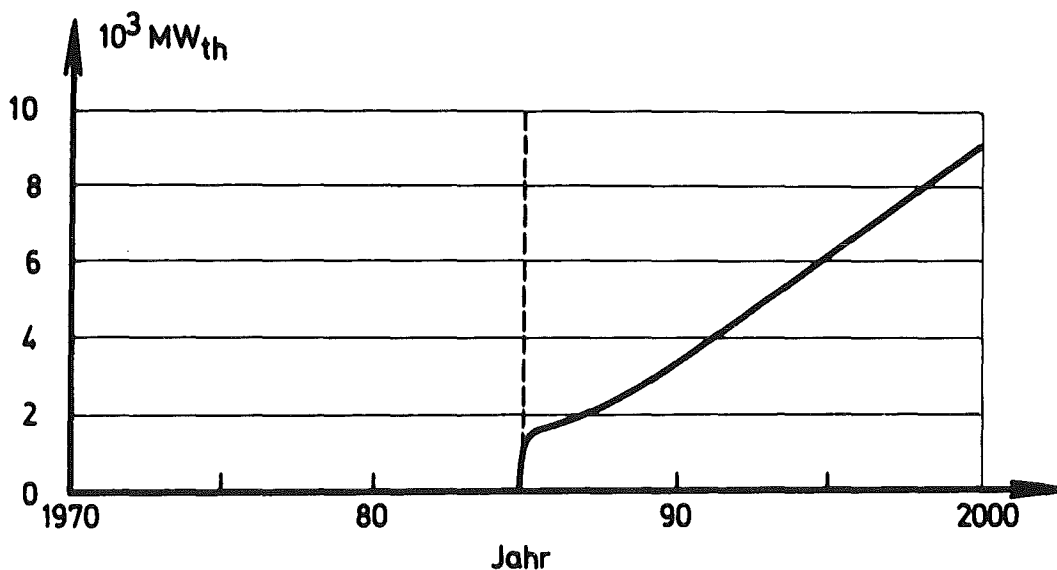


Abb. 3 Prognose der installierten Reaktorleistung in der Eisen- und Stahlindustrie

Obwohl diese Leistung, gemessen an der heute zur Stromerzeugung insgesamt installierten Leistung von rund 130000 MW_{th} unbedeutend erscheinen mag, wird der Kernenergieeinsatz in der Eisen- und Stahlindustrie eine wesentliche Entlastung der Umwelt bewirken.

Die Eisenhüttenwerke (und Eisengießereien) werden nach VDI im Katalog der "Quellen luftverunreinigender Stoffe" mit bei den Hauptemissionsquellen eingestuft⁸⁸. Neben der Emission von großen Mengen Staub, treten als schädliche Gase hauptsächlich Schwefeldioxide auf.

Die SO₂-Emission der Eisen- und Stahlindustrie ist in erster Linie einem Teil der dem Hochofenprozeß vorgeschalteten Erzvorbereitung, dem Sinterprozeß, zuzuschreiben. Durch den Einsatz von Reaktoren und dem damit verbundenen Übergang vom Hochofen zum Direktreduktionsverfahren ergibt sich auch ein Wechsel vom Sinter- zum umweltfreundlicheren Pelletierprozeß, bei dem keine SO₂-Emission auftritt. Pelletieranlagen lassen sich mit nahezu emissionsfreiem Erdgas (oder z.B. auch mit einem vom HTR erzeugten Synthesegas) beheizen, während beim Sinterprozeß der Einsatz von schwefelhaltigem Koksgrus notwendig ist. Neben dem Nichtauftreten von SO₂-Emissionen sind auch die Auswurfmengen insbesondere von toxischen Metalloxiden (z.B. aus Blei, Zink, Kupfer) und von Fluorverbindungen geringer.

Ein im Vergleich zum Sinterprozeß geringerer Teil der SO₂-Emission ist der zusätzlichen Ölverbrennung bei der Roheisenerzeugung im Hochofen zuzuschreiben. Die bei der Verbrennung von schwerem Heizöl entstehenden SO₂-Emissionen belaufen sich durchschnittlich auf etwa 35 kg SO₂/ t Heizöl.

Die zeitliche Entwicklung der SO₂-Emission durch die Eisen- und Stahlindustrie ist in Abb. 4 dargestellt. Sie ergibt sich aus einer Abschätzung des Eisenerzsinter- und Pelleteinsatzes, der Roheisenerzeugung und der voraussichtlichen Entwicklung der spezifischen SO₂-Emission beim Sinterprozeß. Es wird angenommen, daß die spezifische SO₂-Emission von heute 5 kg SO₂/ t Sinter auf etwa 3,5 kg SO₂/t Sinter im Jahre 2000 gesenkt werden kann.

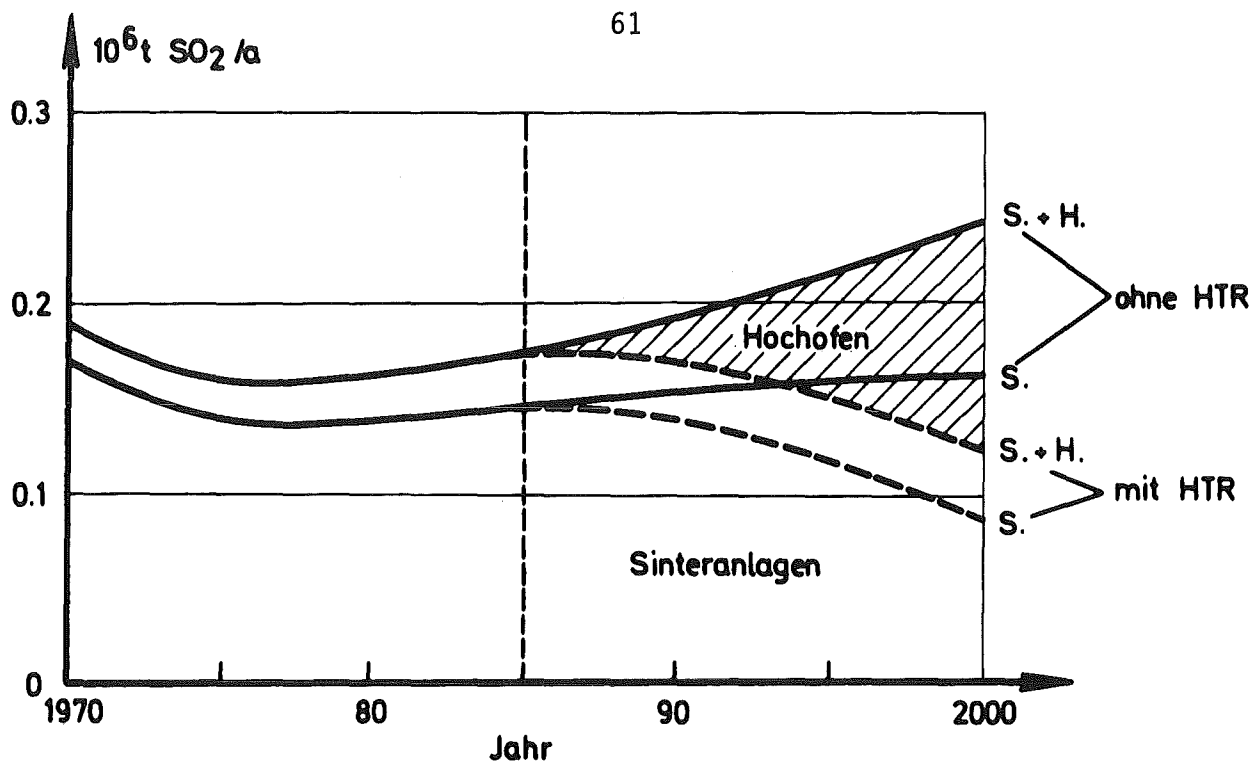


Abb. 4 Schwefeldioxidemission der Eisen- und Stahlindustrie

Bei dem im Jahre 2000 angenommenen Einsatz von Reaktoren und dem damit u.a. verbundenen Rückgang der Hochofenprozesse kann die SO₂-Emission der Eisen- und Stahlindustrie in der BRD auf etwa die Hälfte reduziert werden. Diese Emissionsverringerung um ca. $0,12 \cdot 10^6$ t/a entspricht mengenmäßig etwa 10% der heutigen SO₂-Emission der Gesamtindustrie in der BRD.

Die Staubausswürfe der Eisen- und Stahlindustrie sind in den letzten Jahren durch den Einsatz besserer Filteranlagen stark zurückgegangen. Die trotzdem noch hohen Werte teilen sich zu ca. 70% die Roheisen- und 30% die Stahlerzeugung. Die Staubemission beim Sinterprozeß, die 1970 mit ca. 1400 t lediglich 5% der Gesamtemission verursachte und rückläufig ist, wird im folgenden vernachlässigt.

Im Mittel werden heute bei der Herstellung von Roheisen im Hochofen etwa 6 kg Staub/t Roheisen in die Atmosphäre emittiert. Hierbei sind bereits Filteranlagen berücksichtigt, die einen Wirkungsgrad bis zu 98,8% haben. Bei den mit dem Reaktoreinsatz gekoppelten Direktreduktionsverfahren tritt Abgas in erster Linie als Wasserdampf auf; die Gichtstaubemission liegt bei 1,28 kg Staub/ t Roheisen. Aus diesen spezifischen Werten mit und ohne Reaktoreinsatz ergeben sich die in Abb. 6 enthaltenen Staubemissionen bei der Roheisenerzeugung. Dazu wurde in Übereinstimmung mit Abb. 2 angenommen, daß von den für das Jahr 2000 prognostizierten 45 Mio t Roheisen etwa

die Hälfte in Direktreduktionsanlagen erzeugt werden.

Bei der Rohstahlerzeugung sind die Staubauswürfe, wie die Tabelle 27 zeigt, je nach Verfahren sehr unterschiedlich. Die angegebenen spezifischen Werte beinhalten noch keine Filterung. Bei der Prognose der Staubemission in Abb. 6 wurde ein mittlerer Filterwirkungsgrad von 90% berücksichtigt.

Tab. 27 Staubemissionsfaktoren der Stahlerzeugungsverfahren (ohne Filterung)

Stahlerzeugungsverfahren	spez. Emissionsfaktor in $\frac{\text{kg Staub}}{\text{t Rohstahl}}$
SM-Ofen	2,7 ÷ 4
Thomas-Konverter	8,5
Sauerstoff-Aufblas-Verfahren	20
Lichtbogenofen	5,3

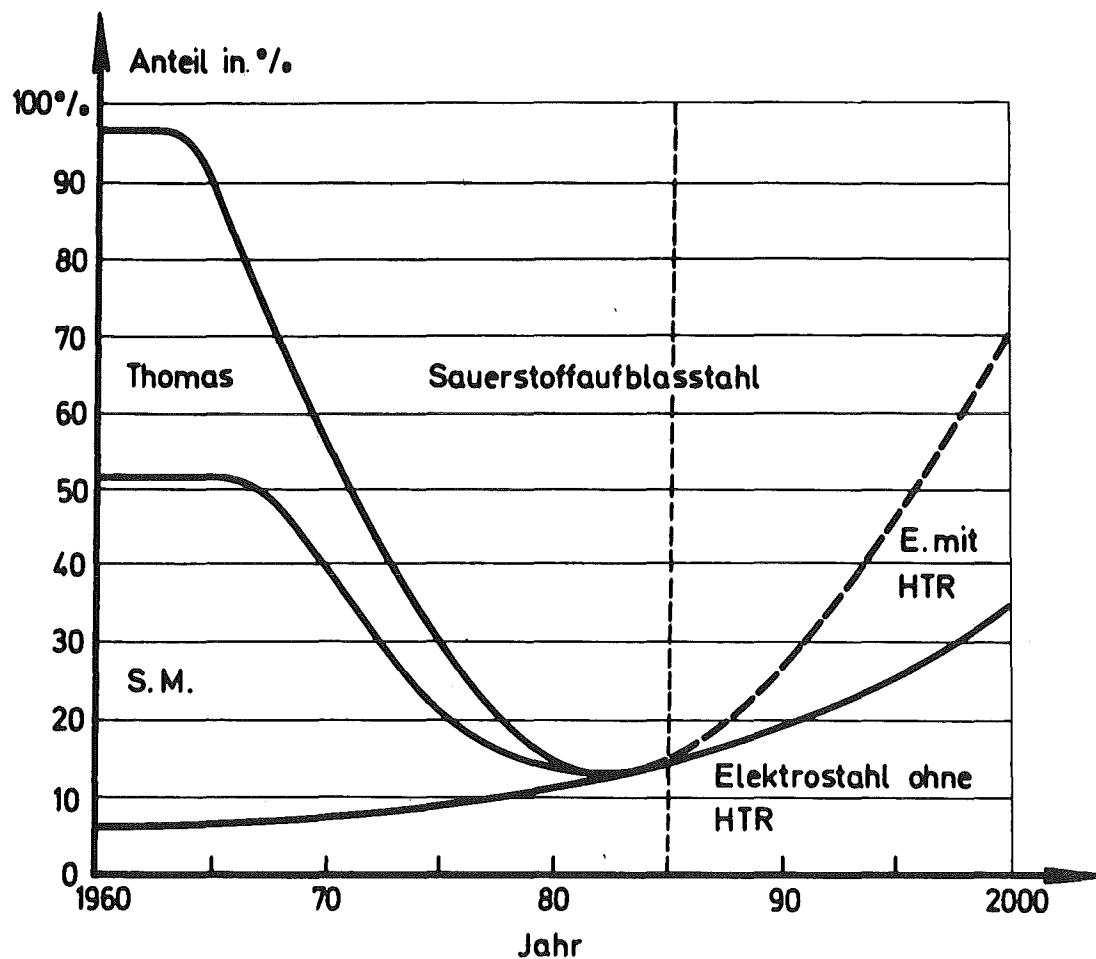


Abb. 5 Anteil der Verfahren an der Rohstahlerzeugung

Die zu erwartende prozentuale Aufteilung der Stahlerzeugungsverfahren bis zum Jahre 2000 ist in Abb. 5 dargestellt. Aus dem Anteil der Verfahren mit und ohne Reaktoreinsatz, ihren spezifischen Staubemissionsfaktoren und der mit 70 Mio t/a angenommenen Rohstahlerzeugung des Jahres 2000, ergibt sich die gleichfalls in Abb. 6 enthaltene Staubemission bei der Rohstahlerzeugung.

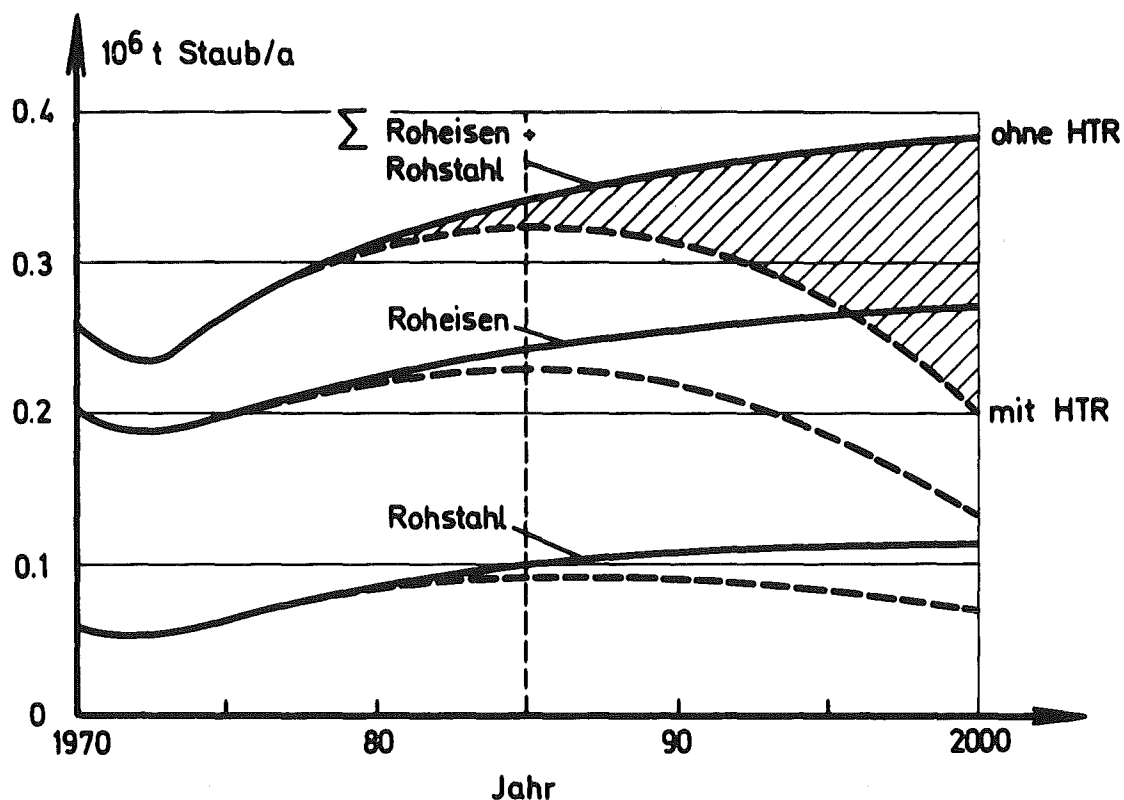


Abb. 6 Staubemission der Eisen- und Stahlindustrie

Durch den prognostizierten Einsatz von Reaktoren in der Eisen- und Stahlindustrie ergibt sich insgesamt für den Bereich der Roheisen- und Rohstahlerzeugung im Jahre 2000 eine Verringerung der Staubemission von ca. $0,4 \cdot 10^6$ t auf $0,2 \cdot 10^6$ t/a. Diese Verbesserung um $0,2 \cdot 10^6$ t entspricht mengenmäßig etwa 15% der gesamten heutigen Staubemission in der BRD.

Vergleicht man diese Emissionsverringerung jedoch mit den Staubemissionen im Verdichtungsraum Rhein-Ruhr, in dem der Hauptteil der Rohstahlerzeugung der BRD konzentriert ist, so ergibt sich regional eine wesentlich bedeutendere Entlastung. Unter der Annahme, daß auch im Jahre 2000 rund 70% der Stahlerzeugung auf dieses Gebiet entfallen, entspricht die Emissionsverringerung annähernd 90% der heutigen Staubemission durch die Gesamtindustrie im Rhein-Ruhrgebiet.

Mit einer im Jahr 2000 installierten Reaktorleistung von $9000 \text{ MW}_{\text{th}}$ in der Eisen- und Stahlindustrie ergibt sich neben der Prozeßwärme eine Stromerzeugung in Eigenanlagen von ca. $23,2 \cdot 10^3 \text{ GWh}$. Aus der Tatsache, daß diese Strommenge nicht in konventionellen, fossil befeuerten Kraftwerken erzeugt werden muß, folgt die in Tab. 28 dargestellte Emissionsverringerung. Für die konventionellen Kraftwerke wurden aus den Angaben in ⁹¹ durchschnittliche spezifische Emissionsfaktoren gebildet und die heutige prozentuale Verteilung der konventionellen Kraftwerkstypen zur Industriestromerzeugung zugrundegelegt.

Tab. 28 Emissionsverringerung durch HTR-Eigenstromerzeugung gegenüber konventionellen Kraftwerkstypen im Ballungsraum Rhein-Ruhr (bei $23,3 \cdot 10^3 \text{ GWh}$ im Jahre 2000)

Schadstoff	SO ₂	Staub	NO _x	Fluor
Durchschnittliche Emissionsverringerung [10 ³ t/a]	146	12,5	53,2	1,23
Anteil an der Kraftwerksemission im Raum Rhein/Ruhr 1970	24%	22%	22%	—

3.4.3 Energieversorgung der Haushalte

In welcher Form der Wärmebedarf der Haushalte langfristig gedeckt werden wird, läßt sich heute noch nicht befriedigend abschätzen. Dazu fehlt es an ausreichendem Datenmaterial über die strukturelle Entwicklung dieser Energieverbrauchergruppe. Es ist jedoch anzunehmen, daß die Kernenergie in den nächsten 30 Jahren, zumindest auf dem Weg über die Veredelung fossiler Brennstoffe auch hier vordringen wird.

Haushalt und Kleinverbrauch stellen heute mit rund 25% Anteil die größte Primärenergie verbrauchende Gruppe und verursachen einen wesentlichen Teil der Umweltbelastung ⁸⁹. Das Gewicht dieses Sektors wird weiter zunehmen, denn hier finden sich mit die höchsten jährlichen Zuwachsraten des Strom- und Wärmeverbrauchs. Für die Raumheizung einschließlich Klimatisierung, auf die z.Zt. 80% des gesamten Energiebedarfs im Haushalt entfallen, wird eine Verdreifachung des Energieverbrauchs bis zum Jahre 2000 prognostiziert ⁹⁰.

Die derzeitigen relativen Schadstoffbelastungen durch den Energieverbrauch der Haushalte sind im Gesamtvergleich in Kapitel 3.2 dargestellt. Sie zeigen, wie notwendig es ist, vorallem die Emissionen in den Verdichtungsräumen zu verringern. Dies kann in gewissem Umfang durch verstärkten Einsatz solcher Brennstoffe erreicht werden, die zu relativ kleinen spezifischen Schadstoffemissionen führen. In Tab. 29 sind für Verbrennungsprozesse im Haushalt die spezifischen Schadstoffemissionen für die wichtigsten Brennstoffe angegeben.

Tab. 29 Einsatz von Energieträgern zur Wärmeversorgung und Emissionen bei Verbrennungsprozessen in Haushalten [89,90,91]

Energieträger	Anteil Wärmeversorgung %	spezifische Schadstoffemissionen in kg/ t SKE				
		CO	SO ₂	NO _x	C _n H _m	Staub
Steinkohle (1,25%S)	} 30	27,2	24	4,1	5,5	11
Steinkohlenkoks (0,95%S)		130	19,5	4,2	—	3,3
Braunkohlenbriketts (0,4%S)		8,6	3,6	0,7	1,8	14,3
Heizöl (0,5%S)	60	0,24	9,0	7,2	0,2	1,4
Gas	9	5,9	—	1,7	—	0,3

Danach würde eine Anhebung des Erd- und Stadtgaseinsatzes zu einer deutlichen Verbesserung führen. Ihr steht aber zum einen entgegen, daß das gesamte Gasaufkommen der BRD im Jahre 1970 mit einem Heizwert von 49 MiotSKE zahlenmäßig nur 58% des Primärenergiebedarfs im Sektor Haushalt und Kleinverbrauch entspricht, der seinerseits wieder nur 8% des Gasaufkommens abgenommen hat. Zum anderen erlauben die geringen in Westeuropa vorhandenen Lagerstätten nur eine beschränkte Ausweitung des Erdgasverbrauchs.

Eine unter Umweltgesichtspunkten tragbare Lösung böte die Verwendung von entschwefeltem Heizöl. Durch Hydrierung läßt sich der darin enthaltene Schwefel in H_2S überführen, das als Gas abgetrennt werden kann. Die heutigen Wasserstoffkosten machen dieses Verfahren jedoch unwirtschaftlich. Kostenanalysen zur Wasserstofferzeugung aus leichten Kohlenwasserstoffen mit Hilfe von hochtemperaturiger Kernwärme ⁸⁷ lassen eine wesentliche Verminderung der Entschwefelungskosten erwarten.

Erdgas und Heizöl können nur mittelfristig die Grundlage der Energieversorgung der Haushalte bilden. Nach Angaben der UNO-Wirtschaftskommission für Europa ist damit zu rechnen, daß im Jahre 2000 87% der Welterdöl-, 73% der Welterdgas-, aber erst 2% der Weltkohlevorkommen verbraucht sind. Neben Versorgungsengpässen werden deshalb aufgrund der weltweit wachsenden Nachfrage erhebliche Kostensteigerungen für die von der Bundesrepublik fast vollständig zu importierenden Energieträger Erdgas und Erdöl erwartet.

Der in der Vergangenheit zu verzeichnende Trend zur elektrischen Raumheizung ist vom Standpunkt der Luftreinhaltung in dicht besiedelten Gebieten zwar zu begrüßen. Eine Gesamtbetrachtung zeigt jedoch, daß die Verlagerung der Heizölverbrennung ins Kraftwerk unter Berücksichtigung der Wirkungsgrade bei gleichbleibendem Endwärmeangebot den Ölbedarf etwa verdoppeln würde. Damit würden der befürchtete Versorgungsengpaß verschärft und ein wesentlicher Teil der in Kraftwerken erreichbaren geringeren Schadstoffemissionen durch den größeren Gesamtverbrauch wieder aufgehoben.

Die einzigen, langfristig tragbaren Alternativen angesichts der zukünftigen Rohstoff- und Umweltsituation zur Versorgung des Sektors Haushalt und Kleinverbrauch mit Wärme bilden daher

- a) der Einsatz von Kernkraftwerken zur Erzeugung von zusätzlich benötigtem Heizstrom, soweit in den großen Verdichtungsräumen eine Abwärmeeinnutzung durch den Betrieb von noch weiter zu entwickelnden Fernheizungen erreicht werden kann und
- b) die Umwandlung von Stein- und Braunkohle, eventuell auch von schwerem Heizöl in umweltfreundliche gasförmige und flüssige Energieträger mit Hilfe von hochtemperaturiger nuklearer Wärme.

Die Alternative b) zeichnet sich gegenüber a) durch einen höheren Gesamtwirkungsgrad (erzielbare Nutzwärme/eingesetzte Primärenergie) aus. Hierfür laufen auch umfangreiche Forschungs- und Entwicklungsarbeiten.

Die Wärmebilanz der Kohlevergasung zeigt, daß etwa ein Drittel des im Brennstoff eingebrachten Heizwerts notwendig ist, um den Wärmebedarf der Vergasung zu decken. Allen bisherigen Verfahren ist gemeinsam, daß die Wärmeerzeugung innerhalb des Reaktionsraumes durch partielle Verbrennung der Einsatzkohle mit Sauerstoff erfolgt (z.B. Lurgi-Druckvergasung). Der hohe Kohleverbrauch macht diese Verfahren in der BRD für die Gewinnung von synthetischem Erdgas unwirtschaftlich, da der Kohlepreis maßgeblich den Gaspreis beeinflusst. Die notwendige Reaktionswärme bei der Kohlevergasung kann jedoch durch hochtemperaturige Prozeßwärme, wie sie der HTR für die Braunkohlevergasung heute schon erzeugen kann, gedeckt werden. Es wurden für die Kohlevergasung zwei Verfahren entwickelt

1. die hydrierende Vergasung für die Methanherzeugung und
2. die Heißwasserdampfvergasung nach PATTENHAUSEN zur Wasserstoffherstellung

Die so gewonnenen Gase sind schwefelfrei.

Aus Methan kann durch den Einsatz des Hochtemperaturreaktors auch Methanol hergestellt werden ⁸⁷. Methanol ist flüssig und läßt sich einfach speichern und transportieren. Wegen seiner großen Giftigkeit ist es nur als Energieträger für zentrale Wärmeerzeuger zu verwenden z.B. für Heizzwecke in der Industrie, Fernheizwerke und Sammelheizungen. Genaue Analysen der

entstehenden Abgase sind noch erforderlich. Für Überschlagsrechnungen können, abgesehen von den nicht entstehenden Staub- und SO_2 -Emissionen, die gleichen geringen Emissionsfaktoren für die übrigen Schadstoffe wie bei leichtem Heizöl angenommen werden.

3.4.4 Einfluß der Elektrifizierung des PKW-Verkehrs auf die Schadstoffbelastung

Eine Abschätzung der Entwicklung von Emissions- und Immissionsbelastung durch den Kfz-Verkehr wurde für die primären Schadstoffe Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoffe und Stickoxide durchgeführt. Grundlage für diese Abschätzung bildeten die Shell-Studie über die Entwicklung des Kfz-Verkehrs⁹² und die für Europa geltenden bzw. in den USA geplanten Emissionsgrenzwerte⁹³. Die Shell-Studie prognostiziert eine Abflachung der Steigerungsrate des Pkw-Bestandes. Auf der Basis von 1970 (13,95 Mio Pkw) wird der Pkw-Bestand bis 1985 (19,90 Mio Pkw) um 43% anwachsen. Noch schwächer wird der Zuwachs der Verkehrsmenge (Pkw-Bestand x Jahresfahrleistung in km) sein, hier wird die Steigerungsrate, bedingt durch die Zunahme weniger gefahrener Zweitwagen, nur 29% betragen. Mit Hilfe der Verteilung der Lebensalter von Pkw⁹⁴ wurde aus dem Gesamt-Pkw-Bestand die jährliche Neuzulassungsrate errechnet. Nur für diese Neuzulassungen gilt die jeweilige spezifische Emission. Bei den Berechnungen der jährlichen Gesamtemission der Schadstoffe wurde ein mittlerer Verbrauch von 10 l/100 km für Pkw zugrundegelegt. Die spezifischen Emissionen von 28 g CO/km und 1,6 g CH/km entsprechen den seit Herbst 1971 geltenden nationalen Vorschriften, die den im Europatest vorgesehenen Begrenzungen äquivalent sind.

Die spezifische Emissionsmenge NO (g/km) wurde einer amerikanischen Veröffentlichung entnommen⁹³. Bisher ist noch kein Emissionsgrenzwert festgesetzt, für die USA ist dies ab 1976 geplant. Die durch die Reduktion von CO seit Inkrafttreten der CO-Standards eingetretene Erhöhung der NO-Emission wurde nicht berücksichtigt, da über den genauen Betrag keine Daten vorliegen.

Spezifische Emissionsmengen (g/km) für CO und CH ⁺) von Fahrzeugen mit Baujahren vor 1972 wurden ebenfalls ⁹³ entnommen.

Die nochmalige Reduzierung der spezifischen Emissionen auf etwa 10% der jetzigen Werte (2,67 g CO/km und 0,29 g CH/km), sowie die Einführung eines NO-Grenzwertes (0,6 g NO/km), entspricht geplanten USA-Bestimmungen ab 1976.

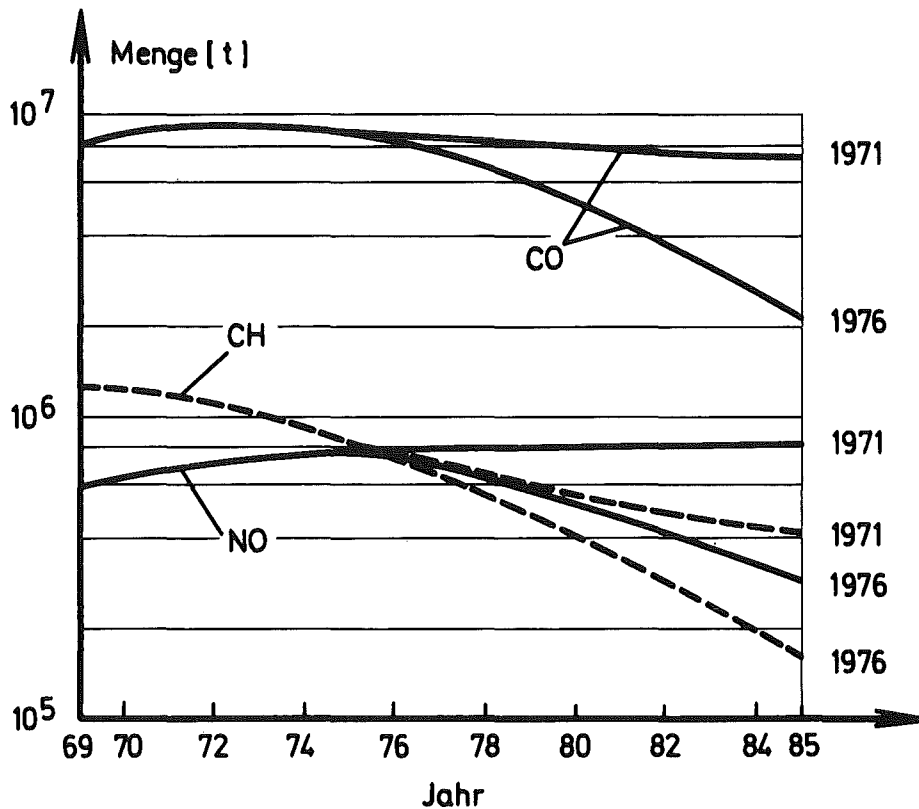


Abb. 7 Emissionsmengen der primären Schadstoffe aus dem Kraftverkehr auf der Basis der Emissionsgrenzen von 1971 und von verschärften Emissionsgrenzen ab 1976

⁺) Der Basiswert für CH (Wert bei Fehlen von schadstoffbegrenzenden Maßnahmen) wurde für 1960 festgelegt, da zu diesem Zeitpunkt die ersten Kfz-Hersteller bereits Maßnahmen zur Verminderung der CH-Emission ergriffen. Für die Jahre zwischen 1960 und 1972 wurden Interpolationswerte zwischen Basiswert und ab 1972 geltenden Grenzwert angenommen.

Wie man aus dem Diagramm ersieht, verursachte der Individualverkehr mit Pkw ein kontinuierliches Anwachsen der CO-Emission bis auf über 9 Mio t im Jahre 1971. Die inzwischen eingetretenen Emissionsbegrenzungen werden wegen des weiter anwachsenden Individualverkehrs im wesentlichen nur zu einer Stagnation dieses hohen Pegels führen. Verbessern werden sich die Verhältnisse erst ab 1976, falls es gelingt, die in den USA geforderten Grenzwerte auch bei uns in Westeuropa durchzusetzen. Nur bei Kohlewasserstoffen führt der gesetzlich festgelegte Emissionsgrenzwert bereits zur Abnahme der Schadstoffbelastung. Die NO-Emissionen werden bis zur Einführung eines Grenzwertes für die spezifische Emission weiter anwachsen.

Aufgrund der gewonnenen Emissionsdaten wurden die relativen Schadstoffbelastungen berechnet (siehe Kap. 3.2).

Tab. 30 Relative Schadstoffbelastung S_2 aus dem PKW-Verkehr für Gesamt-BRD

	1970	1975	1980	1985
CO	0,20	0,20	0,12	0,05
CH	0,34	0,24	0,11	0,04
NO _x	0,24	0,29	0,20	0,11
Gesamt	0,78 +X	0,73 +X	0,43 +X	0,20 +X

Die unbekannte Größe X bezeichnet die bei der Schadenszusammenstellung nicht berücksichtigten sekundären Reaktionsprodukte. Dazu gehören hauptsächlich Ozon, Aldehyde, freie Radikale und PAN (Peroxyacetylnitrat), die in photochemischen Reaktionen aus den primären Emissionsprodukten in der Atmosphäre gebildet werden ⁹⁵. Bekannt wurde die schädliche Wirkung dieser Stoffe durch den Los-Angeles-Smog.

Noch ungünstiger fallen die relativen Schadstoffbelastungen für einen angenommenen Ballungsraum aus (1000 km² Fläche). Im Gegensatz zu den in Kap. 3.2 errechneten relativen Schadstoffbelastungen für den Verdichtungsraum Rhein-Ruhr wurde in diesem Kapitel von einem noch dichter bebauten Modellballungsraum ausgegangen. Da in Ballungsräumen, die 3% der Fläche der BRD ausmachen, 30% der Autoabgase abgegeben werden, erhöht sich hier die Abgasproduktion um den Faktor 10. Die Werte in Tab. 31 stellen relative Schadstoffbelastungen für Normal- und Inversionswetterlagen am 7. Tag einer Wetterperiode dar. Bei der Normalwetterlage wird eine mittlere Windgeschwindigkeit von etwa 2 m/sec (süddeutscher Raum) angenommen. Durch diese erfolgt der Antransport von Gleichgewichtsschadstoffkonzentrationen, die sich während langer Zeiten (>1 Jahr) innerhalb der BRD einstellen in den Ballungsraum und der Abtransport der erhöhten Schadstoffkonzentrationen aus dem Ballungsraum.

Tab. 31 Relative Schadstoffbelastungen (S_2) aus dem PKW-Verkehr für einen Ballungsraum (Werte sind Spitzenwerte am Ende des 7. Tages)

	1970		1975		1980		1985	
	N	I	N	I	N	I	N	I
CO	0,20	1,67	0,20	1,7	0,12	1,0	0,05	0,4
CH	0,81	3,9	0,57	2,7	0,26	1,3	0,10	0,5
NO _x	0,49	2,6	0,59	3,1	0,41	2,2	0,22	1,2
Gesamt	1,5	8,3	1,40	7,5	0,8	4,5	0,4	2,0

N = Normalwetterlage I = Inversionswetterlage

Diese Prognose der relativen Schadstoffbelastung zeigt, daß auch 1985, selbst bei Inkrafttreten verschärfter Abgasbestimmungen ab 1976, längere Inversionswetterlagen zu Schadstoffkonzentrationen nur der primären Schadstoffe führen, die die Immissionsgrenzwerte überschreiten. Zu betonen ist, daß innerhalb der Cities die relativen Schadstoffbelastungen aus dem Pkw-Verkehr noch erheblich ansteigen.

Es soll noch der Einwand diskutiert werden, daß die Umstellung des Kraftverkehrs auf Elektrofahrzeuge nur eine Verlagerung der Emissionen von den Einzelfahrzeugen auf die Kraftwerke bedeute. Dieses Argument läßt unberücksichtigt, daß, selbst wenn es so wäre, das Abgasproblem im wesentlichen ein Problem der Ballungsräume und speziell der Cities ist und eine Verlagerung der Emissionen bereits ein erster Schritt zur Lösung des Abgasproblems ist. Aber auch die absoluten Emissionsmengen - Stromerzeugung durch Ölkraftwerke angenommen - sind zumindest im Augenblick geringer. Dies rührt davon her, daß die Verbrennung in Kraftwerken kontinuierlich vor sich geht und laufend überwacht und geregelt wird, im Gegensatz zu den explosionsartig verlaufenden Verbrennungen im Verbrennungsmotor. Bei zunehmendem Einsatz von Kernkraftwerken würde die Emissionsbelastung aus dem Elektroverkehr noch geringer. Quantitativ kann dieser Tatbestand recht deutlich durch die relative Schadstoffbelastung ausgedrückt werden. In Kap. 3.2 sind alle wichtigen zur Errechnung der relativen Schadstoffbelastung notwendigen Daten zusammengestellt. Eine Analyse der Wirkungsgrade ⁹⁵ zeigt, daß in erster Näherung der Gesamtwirkungsgrad des Elektroautos und des PKW mit Verbrennungsmotor gleich sind. Man erhält dann für die dem Verkehrsaufkommen äquivalente elektrische Energie aus Ölkraftwerken, die in Tab. 32 zusammengestellte Emissionsbelastung.

Tab. 32 Schadstoffemissionen von Ölkraftwerken entsprechend dem Verkehrsaufkommen

		1970	1975	1980	1985
Energie entsprechend Verkehrsaufkommen (TWh)		66	80	85	86
Emission von Ölkraftwerken entsprechend Verkehrsaufkommen (10 ³ t)	SO ₂	492	592	631	633
	Staub	46	56	60	60
	NO _x	159	192	204	205
	Fluor	0,266	0,32	0,34	0,34

In Tab. 33, 34, 35 wird der Vergleich zwischen den Alternativen Pkw-Verkehr mit Verbrennungsmotor und Elektroverkehr durchgeführt. Für die Jahre 1980 und 1985 wurde auch die Kernenergie als Energielieferant für den Elektroverkehr berücksichtigt. X bezeichnet wieder die bisher noch nicht erfaßten sekundären Reaktionsprodukte aus Verbrennungsmotorabgasen. Die Aufstellungen zeigen, daß die langfristige Lösung des Schadstoffproblems aus Pkw's nur durch Umstellung auf Elektrofahrzeuge und Stromerzeugung durch Kernkraftwerke erreicht werden kann. Die bei Kraftwerken oft genannte Umweltbelastung durch Abwärme wurde nicht berücksichtigt. Grundsätzlich tritt durch das Verkehrsaufkommen von Pkw's mit Verbrennungsmotoren oder durch das Verkehrsaufkommen des Gesamtsystems Elektroverkehr die gleiche Abwärmemenge auf, da etwa gleicher Wirkungsgrad vorliegt.

In Tab. 33, 34, 35 kommt nicht zum Ausdruck, daß das Abgasproblem hauptsächlich ein Problem der Cities ist. Hier würde der Elektroverkehr noch erheblich besser abschneiden.

Tab. 33 Vergleich der relativen Schadstoffbelastungen S_2 für Gesamt-BRD

	1970	1975	1980	1985
Pkw-Verkehr mit Verbrennungsmotor	0,8 + X	0,7 + X	0,4 + X	0,2 + X
Elektroverkehr (Ölkraftwerke)	0,5	0,6	0,6	0,6
Elektroverkehr (Kernkraftwerke)	um Faktor 1000 und mehr kleiner			

Tab. 34 Vergleich der relativen Schadstoffbelastungen S_2 alternativer Verkehrskonzepte für Ballungszentren – Normalwetterlage

	1970	1975	1980	1985
Pkw-Verkehr mit Verbrennungsmotor	1,5 + X	1,4 + X	0,8 + X	0,4 + X
Elektroverkehr (Ölkraftwerke)	0,8	1,0	1,1	1,1
Elektroverkehr (Kernkraftwerke)	um Faktor 1000 kleiner			

Tab. 35 Vergleich der relativen Schadstoffbelastungen alternativer Verkehrskonzepte für Ballungszentren – Inversionswetterlage

	1970	1975	1980	1985
Pkw-Verkehr mit Verbrennungsmotor	8,3 + X	7,5 + X	4,5 + X	2,0 + X
Elektroverkehr (Ölkraftwerke)	5,2	6,3	6,7	6,7
Elektroverkehr (Kernkraftwerke)	um Faktor 1000 kleiner			

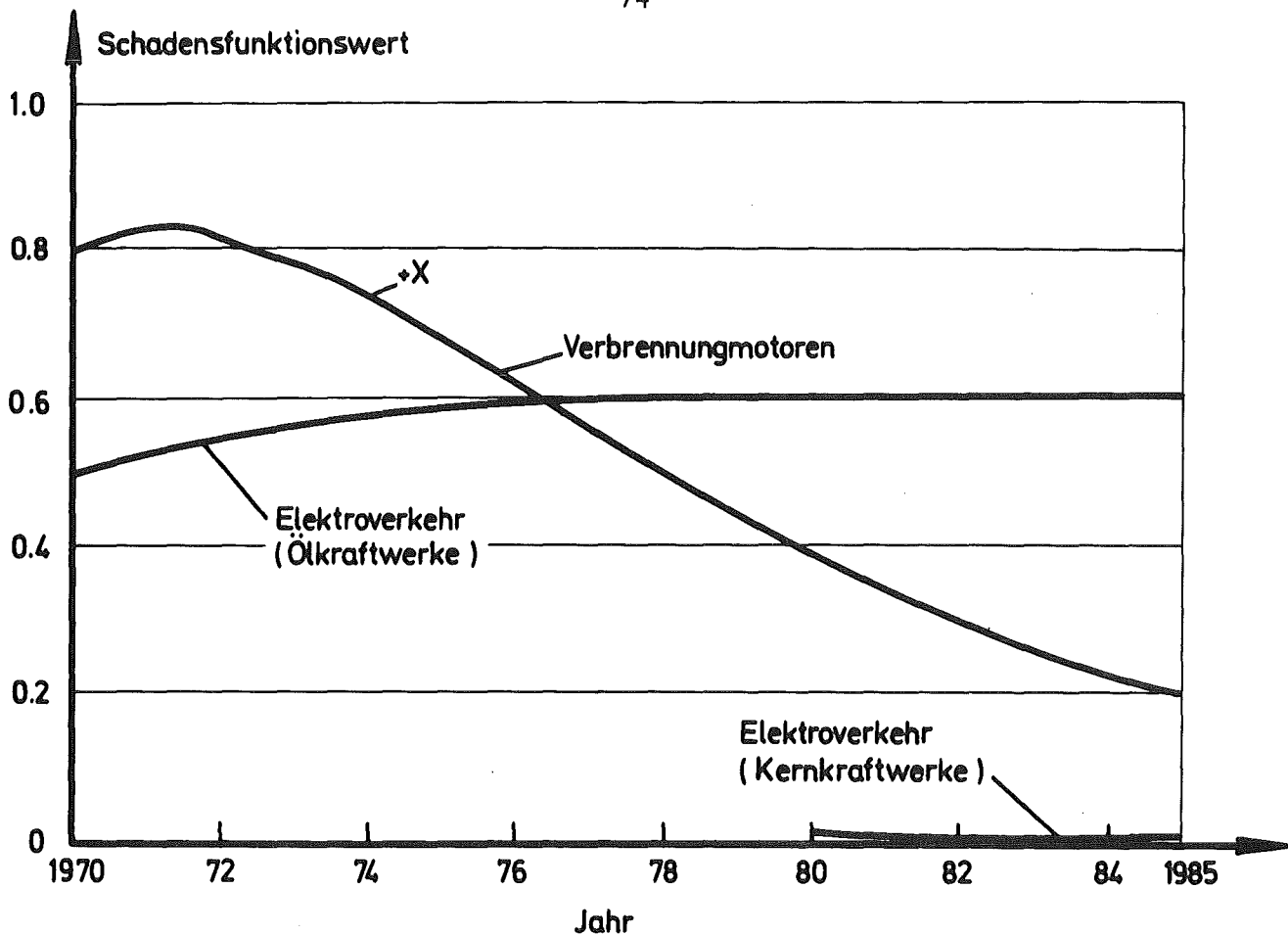


Abb. 8 Vergleich der relativen Schadstoffbelastungen alternativer Verkehrskonzepte für die Gesamt-BRD

Es ergibt sich die Frage, wieviel der für Elektrofahrzeuge notwendigen Energie die bestehenden Kraftwerke übernehmen könnten. Bei einigen vereinfachten Annahmen, wie der Nichtunterscheidung zwischen Spitzenlast- und Grundlastkraftwerken und der Annahme, daß die Batterieaufladung der Elektromobile in Schwachlastzeiten erfolgen kann, kommt man zu folgender Aussage für die benötigte Kapazität eines hypothetischen Elektroverkehrs. Für das Jahr 1970 ergibt sich nach Tab. 32 eine Energie von 66 TWh_{e1} für das gesamte Pkw-Verkehrsaufkommen. Bei einer installierten Leistung von 51 GW (öffentliche Energieversorgung + Industrie) wurden 1970 243 TWh erzeugt. Dies entspricht einer rechnerischen Auslastung von nur 55%, tatsächlich aber muß ein mittlerer Lastfaktor von etwa 70% berücksichtigt werden, da kleinere Schwankungen stündlicher Natur sicherlich nicht ausgenutzt werden können. Maximal ausnutzbarer Lastfaktor dürfte wegen anfallender Reparaturen usw. bei etwa 90% liegen. Der verbleibende Spielraum von 20% ergibt eine Energie von etwa 88 TWh, 25% mehr als die für das Pkw-Verkehrsaufkommen im Jahre 1970 benötigte Energie.

Bezüglich der laufenden Kosten dürfte sich kein großer Vorteil für das Elektromobil ergeben. Bei einem angenommenen Benzinpreis ohne Steuern von etwa 0,20 DM/l ergibt sich über das Energieäquivalent ein Strompreis von 0,057 DM/kWh. Dieser Strompreis liegt zwar in der Größenordnung heutiger Sondertarife, Verteiler- und Aufladekosten sind jedoch auch noch zu berücksichtigen. Haupthindernis für die Einführung des Elektromobils ist immer noch das Fehlen eines effizienten Batteriesystems. Würde der tägliche Berufsverkehr in Ballungsgebieten und speziell innerhalb der Cities (Reichweite 60 - 100 km) mit Elektromobilen stattfinden, was technisch durchaus realisierbar ist, so würde für diese besonders gefährdeten Räume eine erhebliche Verringerung der Schadstoffbelastung eintreten.

Als Ergebnis dieses Kapitels kann daher gesagt werden:

1. Umstellung auf Elektroverkehr bringt bereits heute eine Entlastung der Schadstoffbelastung in Ballungsräumen, selbst bei Stromerzeugung durch Ölkraftwerke.
2. Für die gesamte BRD ergibt sich nur dann eine Verringerung der Schadstoffbelastung, wenn der Strom durch Kernkraftwerke erzeugt wird.

4. Spezielle Belastungen durch den Brennstoffkreislauf

In den vorausgegangenen Kapiteln wurden Kernkraftwerke mit fossil-befeuerten Kraftwerken verglichen, weil insbesondere in Verdichtungsräumen Kraftwerke unmittelbar zur Umweltbelastung beitragen. Das heißt nicht, daß der Energieerzeugung nicht noch weitere Umweltbelastungen zugerechnet werden müssen. Solche Belastungen entstehen bei der Brennstoffaufbereitung und der Abfallbehandlung.

Es ist in dieser Studie nicht möglich, die Umweltaspekte des Brennstoffkreislaufes fossil-gefeuerter Kraftwerke (z.B. Bergwerke, Raffinerien, Ölleitungen etc.) zu behandeln. Dies möge berücksichtigt werden, wenn in diesem Kapitel ausschließlich (mit Ausnahme des globalen CO₂-Problems) Teile des Brennstoffzyklus einer Kernenergiewirtschaft untersucht werden. Es handelt sich um den Transport der bestrahlten Kernbrennstoffe, die Umweltbelastungen durch Wiederaufarbeitungsanlagen für bestrahlten Kernbrennstoff und die Lagerung radioaktiver Abfälle.

4.1 Transport bestrahlter Kernbrennstoffe

4.1.1 Einführung

Um den Brennstoffzyklus aufrecht zu erhalten, sind verschiedene Transporte von radioaktivem Material notwendig, die auf öffentlichen Transportwegen (Straße und Schiene) abgewickelt werden müssen (Tab. 36). Das radioaktive Material verläßt damit die Containmenteinrichtungen der verschiedenen kern-technischen Anlagen, die so ausgelegt sind, daß Aktivitätsfreisetzungen bei evtl. auftretenden Handhabungsstörfällen zurückgehalten werden. Naturgemäß unterliegen die Transporte von radioaktivem Material einem Unfallrisiko durch Kollisionen mit anderen Fahrzeugen oder festen Hindernissen und geben somit Anlaß zu einer Untersuchung über die Umweltbelastung als Folge solcher Unfälle. Normale Transporte ohne Unfallsituation bedeuten keine Umweltbelastung. Es gibt allerdings Behälterkonzepte, bei denen kontinuierlich Aktivität im Normalbetrieb freigesetzt wird. Solche Freisetzungsraten sind aber genau vorgeschrieben und bedeuten demnach eine vergleichsweise geringe und zulässige Umweltbelastung.

Tab. 36 Wichtige Transporte von radioaktivem Material im Brennstoffzyklus

Material	von/nach	spez. Aktivität
bestrahlte Brennelemente	Reaktor/ Wiederaufarbeitung	LWR: 4 KCi/kg SBR: 12 KCi/kg
Pu-Lieferungen	Wiederaufarbeitung/ Fabrikation	Pu-Nitrat: 3 KCi/kg PuO ₂ : 9 KCi/kg
U-Nitrat	Wiederaufarbeitung/ Fabrikation	U-Nitrat 2 mCi/kg Lösung:
UF ₆ -Lieferungen	Anreicherung/ Fabrikation	UF ₆ : 1,4 mCi/kg
Radioaktive Abfälle	Wiederaufarbeitung/ Endlager	hochaktiv: 10 ⁶ Ci/m ³ mittel aktiv: 10 ³ Ci/m ³
Radioaktive Abfälle	Fabrikation/ Endlager	nicht aufarb. würdiger Pu-Schrott: 10 ² – 10 ³ Ci/m ³
unbestrahlte Brennelemente	Fabrikation/ Reaktor	UO ₂ : 2 mCi/kg (U-Pu)O ₂ : 1 KCi/kg

Die Untersuchung beschränkt sich auf den Transport von bestrahlten Brennelementen. Plutoniumlieferungen und der Transport von radioaktiven Abfällen bilden aber auch ein Gefährdungspotential und stehen in ihrer spezifischen Aktivität gleichrangig neben dem Transport bestrahlter Brennelemente (s. Tab. 36).

Die folgende Untersuchung kann deshalb nur als ein Anfang einer größeren Studie verstanden werden, die vorrangig solche Transporte behandelt, bei denen als Unfallfolge flüchtige Radionuklide in die Atmosphäre entweichen.

Vorausgesetzt wird bei dieser Untersuchung immer die Einhaltung der Vorschriften für den sicheren Transport von radioaktivem Material ⁹⁶ bezüglich der

- a) Strahlendosisleistung
- b) inneren und äußeren Kritikalitätssicherheit
- c) Kühlung
- c) Aktivitätsfreisetzung, die in ⁹⁶ sowohl für Normalbetrieb als auch für eine definierte Unfallsituation festgelegt sind.

Als Referenzzeitraum gilt die folgende Dekade etwa von 1975-1985, wobei gewisse Tendenzen auch bis zum Ende dieses Jahrhunderts angedeutet werden.

4.1.2 Das Aufkommen von bestrahltem Kernbrennstoff und erwartete Brennstofftransporte in der BRD

In der folgenden Tabelle ist das spezifische Aufkommen an bestrahltem Kernbrennstoff für verschiedene Reaktortypen angegeben, wobei hier angenommen wird, daß alle Reaktoren 300 Vollasttage pro Jahr fahren werden.

Tab. 37 Spez. Aufkommen von bestrahltem Kernbrennstoff für verschiedene Reaktortypen

Typ	SWR	DWR	HTR	SBR
Vollasttage/a	300	300	300	300
η_{el} %	33	33	40	40
Abbrand $\frac{GWd}{t U}$	27.5	33.	120.+)	75.
t U/GWe a	33.	27.5	6.3+)	10.

+) bezogen auf Uran und Thorium

Mit den veröffentlichten Angaben über bereits gebaute, in Bau befindliche und projektierte Kernkraftwerke wurde dann die untere Abschätzung des jährlichen Brennstoffaufkommens berechnet, während der oberen Abschätzung die Kernenergieprognosen von Kap. 1 zugrunde lagen.

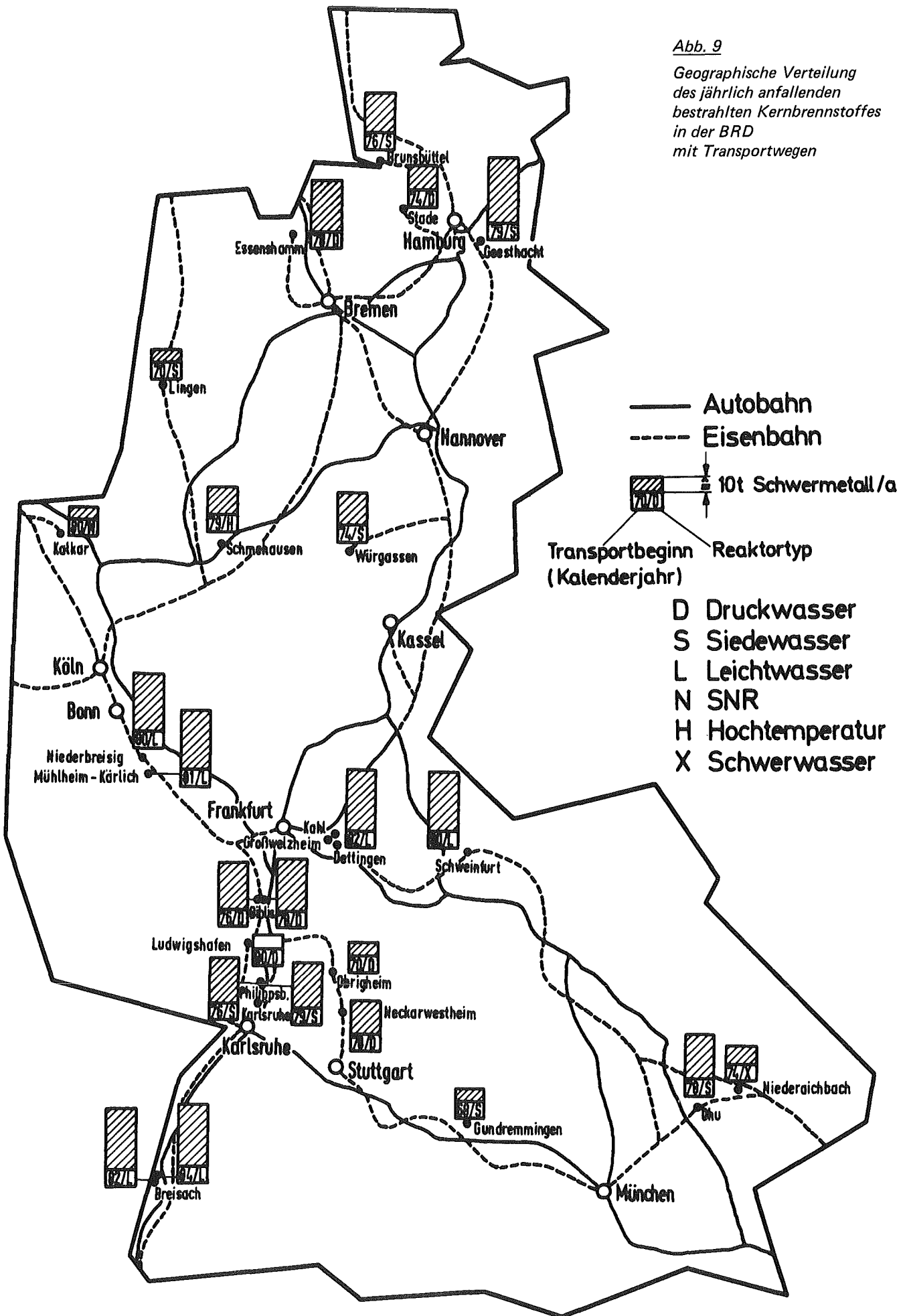
Die geographische Verteilung des Aufkommens an bestrahltem Brennstoff in der BRD ist in Abb. 9 dargestellt, während das Gesamtaufkommen in der BRD nur aus dem Diagramm Abb. 10 ersichtlich ist.

Für die Berechnung der anfallenden Transporte von bestrahlten Brennelementen (Abb. 11) sind außerdem die Behälterkapazitäten notwendig, die für die verschiedenen Reaktortypen eingesetzt werden. Die wichtigsten Behälterdaten gehen aus Tab. 38 hervor.

Für die Bedarfsdeckung der in der BRD eingesetzten Leistungsreaktoren werden nach Abb. 11 bis zum Jahre 2000 insgesamt 12.000 Transporte erwartet.

Abb. 9

Geographische Verteilung des jährlich anfallenden bestrahlten Kernbrennstoffes in der BRD mit Transportwegen



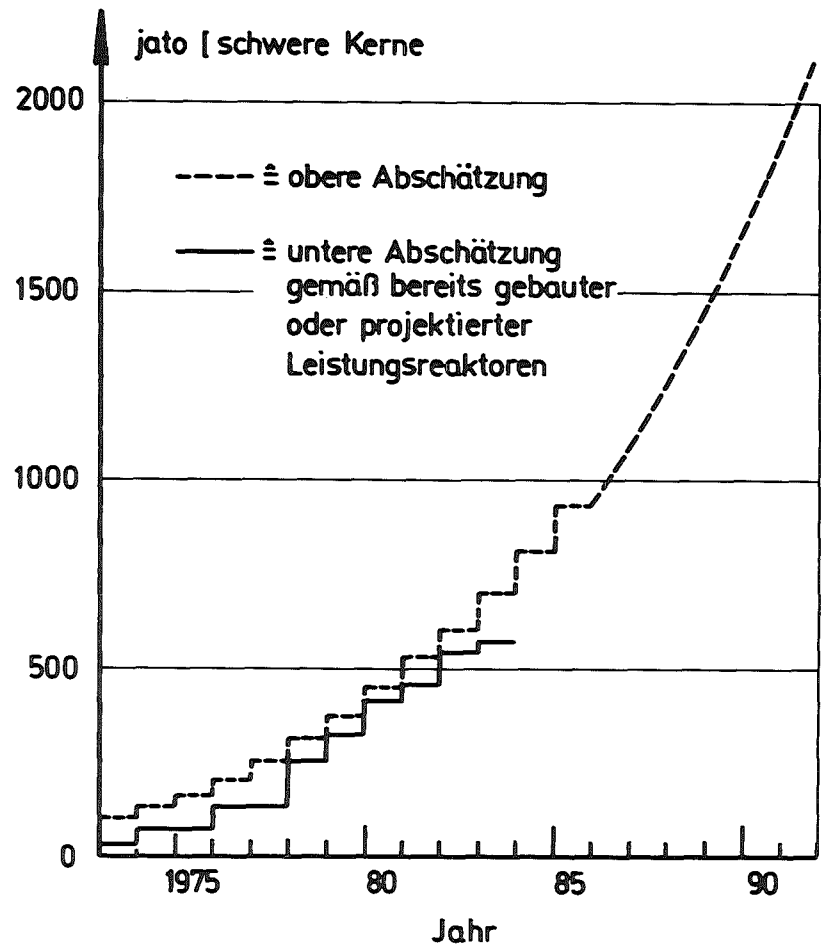


Abb. 10 Jährliches Aufkommen von bestrahltem Brennstoff bis zum Jahre 1990

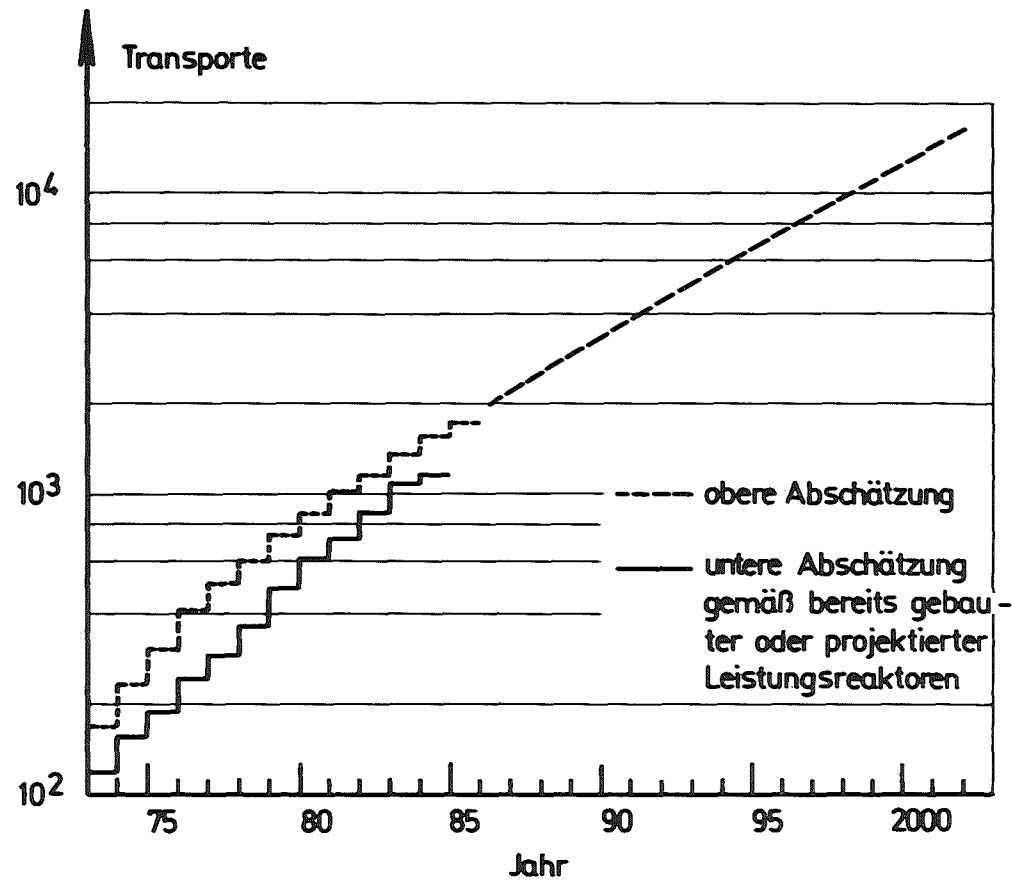


Abb. 11 Akkumulierte Transporte bestrahlter Brennelemente in der BRD bis zum Jahre 2000

Tab. 38 Transportbehälter für Brennelemente aus Leistungsreaktoren

Reaktortyp	Behälterbezeichnung	Gewicht (t)	Nutzlast		Primäres Kühlmittel	Einsatz ab	Bemerkungen
			(Anzahl BE)	(t U)			
LWR \leq 300 MWe	TN 2	32	{ 4 PWR 9 BWR	1,2	+	1967	
LWR \geq 600 MWe	TN 8	35	3 PWR	1,5	+	1973	
	TN 9	35	7 BWR	1,4	+	1973	
	TN 12	100–120	{ ca. 10 PWR ca. 25 BWR	5,0	H ₂ O	1978 ?	
	Excellox	55 – 80	{ 5 – 7 PWR 12–17 BWR	2 – 2,5	H ₂ O	1968	mit div. Verlängerungen zur Anpassung an BE-Länge
LMFBR	SNR	50	6	0,3	He	1979 ?	
HTR	THTR-Kannen	65	12 600	0,13++	+	1978	Kugel-BE des THTR 300
	HTR-Block	100–120	48	0,43++	+	1980 ?	Blockelemente vom Typ GGA

Hinweis: Alle genannten Behälter sind bzw. werden Typ B-Behälter nach IAEA-Richtlinien. In allen Fällen erfolgt innere und äußere Wärmeabfuhr ohne Zwangskühlung.

+) = Trockentransport, d. h. Wärmeübergang im Behälter nur durch Strahlung und Leitung.
 ++) = t Schwermetall (U + Th).

Aus der bisherigen Unfallstatistik für radioaktive Transporte allgemein ⁹⁷ lassen sich ca. 3 schwere Unfälle auf 100.000 Transporte abschätzen, die eine Beschädigung des Behälters zur Folge haben. Danach würde man bis zum Jahre 2000 nicht einmal einen schweren Unfall beim Transport von bestrahlten Brennelementen erwarten. Berücksichtigt man weiterhin die erhöhten Vorsichtsmaßnahmen bei Schwertransporten gegenüber allgemeinen Transporten von radioaktivem Material, so sind die oben angegebenen Unfallzahlen eher über- als unterschätzt.

4.1.3 Umweltbelastung durch Transportunfälle

Trotz der beruhigenden Unfallstatistik für Transporte von radioaktivem Material ist es jedoch nützlich, die Strahlenbelastung für den beschränkten Personenkreis, der sich in der Nähe einer Unfallstelle befindet, abzuschätzen. Dafür wurden hier 2 Modellunfälle analysiert, die im folgenden umrissen werden.

Der erste Modellunfall simuliert die Aktivitätsfreisetzungsraten, die in ⁹⁶ für Typ-B-Behälter nach verschiedenen vorgeschriebenen Tests (9 m Falltest, Feuertest, Schlagtest usw.) maximal zugelassen sind.

Modellunfall II simuliert eine Behälterleckage als Folge einer starken Stoßwirkung, die darüberhinaus auch eine mechanische Zerstörung der Brennstoffhüllen verursacht. Ein Zerstören der Abschirmung erschien bei Überprüfung der verschiedenen Behälterttypen (Tab. 38) unrealistisch. Diese Art von Behälter mit einer Abschirmmasse bis zu 120 t müssen nach ⁹⁶ für die Aufnahme der Verformungsarbeit, die durch einen freien Fall dieser Masse aus 9 m Höhe auf eine feste Oberfläche verursacht wird, ausgelegt werden. Diese Verformungsarbeit kann durch kaum einen denkbaren Kollisionspartner auf der Straße oder Schiene hervorgerufen werden.

Es wird angenommen, daß die im Brennstab freigesetzten Spaltprodukte von 2 t LWR-Brennstoff mit einem Abbrand von ca. 33.000 MWd/t je nach Flüchtigkeitsgrad (100% Xe und Kr; 50% Jod und 1% Zäsium) in die Atmosphäre entweichen.

Die oben definierten Aktivitätsfreisetzungsraten waren die Eingangsdaten für ein Rechenprogramm ⁹⁸, das die Strahlenbelastung (rem)

- a) durch Inkorporation von radioaktiven Gasen und Aerosolen, die sich bevorzugt in einzelnen Organen ansammeln und mit bestimmten biologischen Halbwertszeiten wieder ausgeschieden werden, und
- b) durch äußere β - und γ -Bestrahlung von Radionukliden in der vorbeiströmenden Luft

nach vorgegebenen Wetterbedingungen als Funktion der Entfernung vom Unfallort und der Expositionszeit berechnet.

In Abb. 12 und 13 sind die Ergebnisse für Modellunfall II aufgetragen. Vergleicht man die Ganzkörperdosis der verschiedenen Radionuklide, dann herrscht Cs 137 das Feld, während die Edelgase und Jod um Größenordnungen tiefer liegen.

Die berechnete Gesamtkörperdosis ist nach wenigen Metern (ca. 20 m) vor der Unfallstelle bereits unter 1 rem. Die entsprechende Strahlendosis beim Mo-

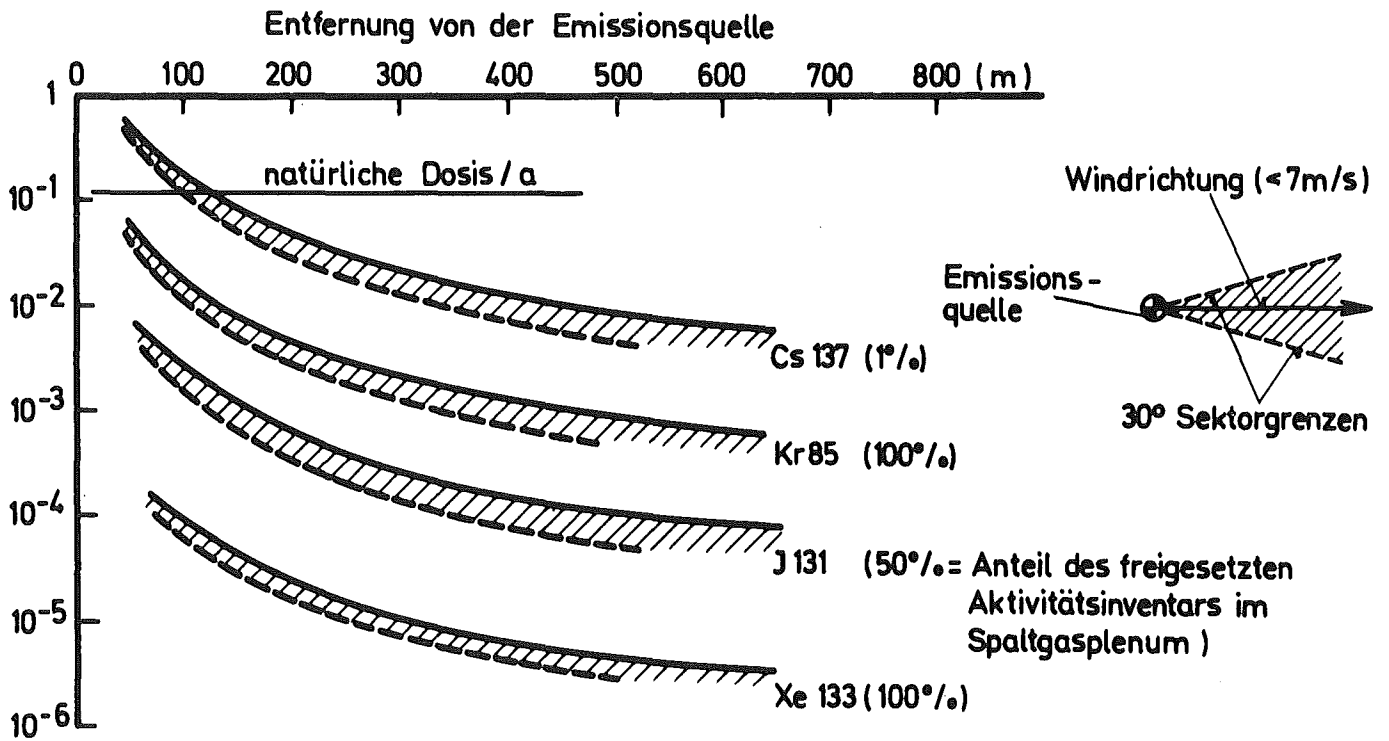


Abb. 12 Ganzkörperdosis (rem) als Funktion der Entfernung von der Emissionsquelle nach Modellunfall II (GAU)

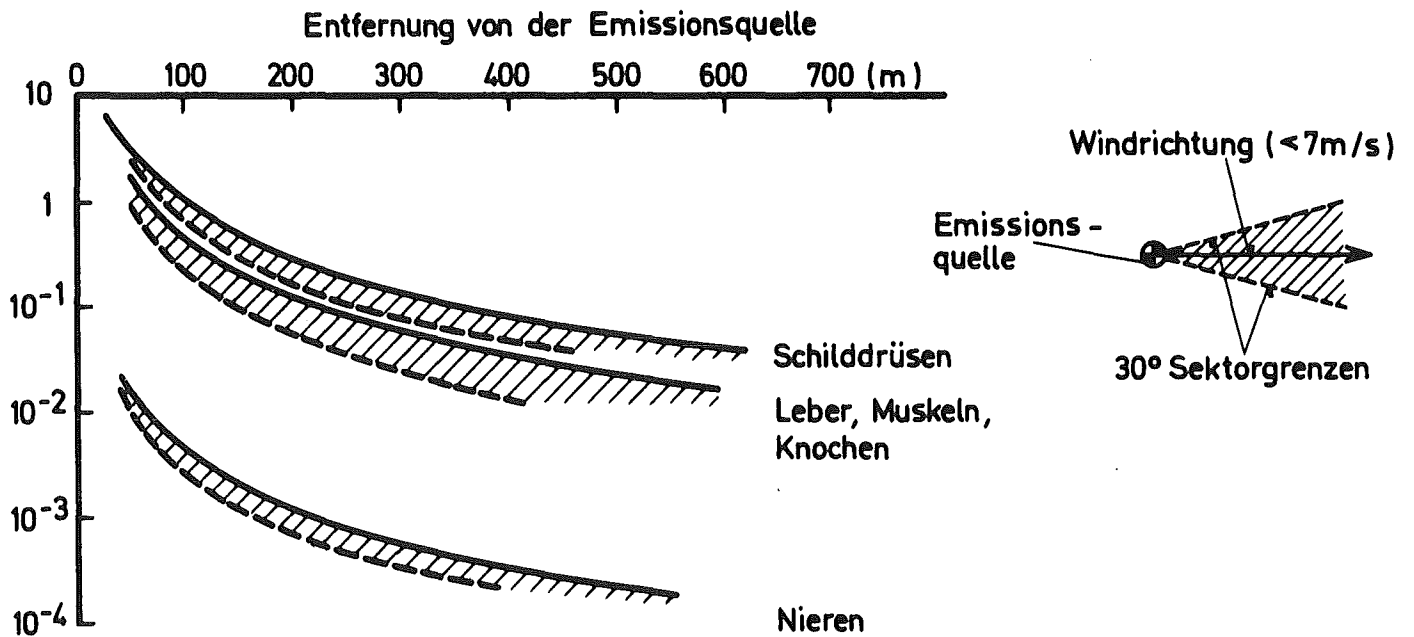


Abb. 13 Organbezogene Dosis als Funktion der Entfernung von der Emissionsquelle nach Modellunfall II (GAU)

dellunfall I liegen um den Faktor 2 - 3 unter diesen Werten des Modellunfalles II.

Neben den inkorporierten Radionukliden, die zum Teil lange biologische Halbwertszeiten (100 d) haben, ist die Außenstrahlung einer vorbeiziehenden Aktivitätswolke als eine Kurzzeitbestrahlung zu betrachten. Dieser Sachverhalt führt auf die Problematik von Unfalldosen als Kurzzeitbestrahlung⁹⁹ für einen begrenzten Personenkreis und geht insofern über die Problematik dieser Studie hinaus. Es sei hier lediglich berichtet, daß eine einmalige Dosis von 25 rem als zulässig betrachtet wird. Ganzkörperdosen dieser Größenordnungen treten nach obigen Analysen bei keinem Modellunfall auf.

Die organbezogenen Dosen durch Inkorporation von J 131 (biologische Halbwertszeit THB = 138 d) und Cs 137 (THB = 70 d) können nach Abb. 13 in unmittelbarer Nähe der Unfallstelle maximal 10 rem für die Schilddrüse erreichen.

Um das Risiko auf Leben und Gesundheit von strahlenexponierten Personen abzuschätzen, sind umfangreiche und zuverlässige Unterlagen notwendig. Dazu gehören u.a. eine geeignete Unfallstatistik und Dosis-Wirkungsbeziehungen über einen längeren Zeitraum.

Die aus diesen Untersuchungen gewonnenen Daten lassen jedoch erwarten, daß der Beitrag an Umweltbelastung durch den Transport von bestrahlten Brennelementen äußerst gering sein wird.

Es ist daran gedacht, in einer späteren Studie den gesamten Problembereich Risiko und Kosten durch den Transport von radioaktivem Material zu erfassen.

4.2. Wiederaufarbeitungsanlagen

Neben den Emissionen von Kernkraftwerken muß man auch die Emissionen berücksichtigen, die als Folge des Betriebs von Kernkraftwerken, z.B. im Brennstoffkreislauf, anfallen. Der Brennstoffkreislauf ist für Kernkraftwerke aus Gründen der Wirtschaftlichkeit und der Abfallentworgung wichtig und notwendig. Wichtigste Station im Brennstoffkreislauf ist die Wiederaufarbeitung bestrahlter Kernbrennstoffe. Wiederaufarbeitungsanlagen dienen der Aufarbeitung von abgebranntem Brennstoff, d.h. der verfahrenstechnischen

Trennung von Resturan, Spaltprodukten und Plutonium.

Die von diesen Anlagen ausgehenden Emissionen sind anderer Art als die aus Kernkraftwerken. Das liegt daran, daß abgebrannte Brennstoffelemente in Kernkraftwerken zunächst vorübergehend gelagert werden, bevor sie zur Wiederaufarbeitung transportiert werden. Während dieser Zeitspanne haben die meisten Spaltprodukte Gelegenheit, aufgrund ihres radioaktiven Zerfalls erheblich in ihrer Aktivität abzunehmen. Das führt dazu, daß praktisch nur die relativ langlebigen Spaltprodukte in Wiederaufarbeitungsanlagen anfallen. An flüchtigen Radionukliden sind dies in der Hauptsache die Isotope ^3H (Tritium) und ^{85}Kr Krypton.

1970 betrug die installierte elektrische Leistung an Kernkraftwerken in der Bundesrepublik etwa 900 MW. Unter Annahme eines mittleren Lastfaktors bedeutet das eine Erzeugung von Krypton 85 von etwa 3×10^5 Ci/a. Dies ist im Vergleich zur Emission radioaktiver Edelgase aus Kernkraftwerken ein deutlich höherer Wert, der aber dennoch bei Abgabe über einen einzigen Schornstein in der Umgebung nur zu einer Dosisbelastung von etwa 5 mrem/a führt.

1980 wird die installierte elektrische Leistung an Kernkraftwerken in der Bundesrepublik Deutschland etwa 25 000 MW betragen. Das entspricht einer Kr-85-Produktion von rund 1×10^7 Ci/a. Aus technischen und wirtschaftlichen Gründen wird diese Krypton-Produktion in einer einzigen Wiederaufarbeitungsanlage, die Anfang der 80er Jahre fertiggestellt sein muß, anfallen. Zwar wäre es möglich, die gesamte Kr-85-Produktion dann über einen Schornstein an die Atmosphäre abzugeben, da die sich ergebende Dosisbelastung in der Umgebung etwa 130 mrem/a betragen würde. Im Hinblick auf die bei deutschen Kernkraftwerken vorgeschriebenen niedrigen mittleren Dosisbelastungen (Kapitel 1) wird man jedoch die Emissionen verringern. Durch die im Prinzip bekannte Rückhaltetechnik für Edelgase kann mit Sicherheit eine Reduktion der Emissionen um den Faktor 100 (Rückhaltegrad 99%), wahrscheinlich sogar um den Faktor 1000 (Rückhaltegrad 99,9%) erreicht werden. Schon mit dem ersten Faktor würde sich in der Nähe dieser zentralen Wiederaufarbeitungsanlage eine Dosisbelastung von 1,3 mrem/a durch Kr-85 ergeben.

Neben Krypton 85 ist auch Tritium (^3H) ein Radionuklid, das in den atmosphärischen Emissionen von Wiederaufarbeitungsanlagen enthalten ist. Für einen

LWR-Brennstoff mit einem Abbrand von 20 000 MWd/t Uran wird in einer Wiederaufarbeitungsanlage etwa 300 Ci ^3H /t UO_2 frei. Davon wird allerdings nur ein Teil (im Mittel etwa 10 - 20%) in die Atmosphäre emittiert, der Rest bleibt im Prozeßwasser und kann dort abgetrennt oder verdünnt abgegeben werden.

Die sich aus der Tritium-Emission ergebenden atmosphärischen Schadstoffbelastungen sind gering. So beträgt der maximale Durchsatz der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe 40 t UO_2 /a. Unter der Annahme einer vollen Auslastung der Anlage folgt daraus:

- 1972 bei einem Durchsatz von 40 t UO_2 /a ergibt sich eine integrale Freisetzung von 12 000 Ci/a ^3H . 20% dieser Aktivitätsmenge würden in der Umgebung im Jahresmittel maximal eine Dosisbelastung von etwa 0,06 mrem/a ergeben.
- 1980 muß mit dem 40-fachen Durchsatz für die obengenannte zentrale Anlage, deren Standort noch nicht festliegt, gerechnet werden. Dabei ergäbe sich für diese Anlage eine Emission von 480 000 Ci/a ^3H mit einer Dosisbelastung von etwa 2,5 mrem/a bei 20% Freisetzung in die Atmosphäre.

Die Tritium-Emission aus Wiederaufarbeitungsanlagen in die Atmosphäre ist also nur von begrenzter lokaler Bedeutung. Die größere Menge des Tritiums geht heute ins Abwasser. Man kann abschätzen, daß die Aktivitätsbelastung der Flüsse mit Tritium durch den Betrieb von Wiederaufarbeitungsanlagen deutlich erhöht werden würde. Würde man die gesamte Tritium-Produktion einer zentralen Wiederaufarbeitungsanlage im Jahre 1980 ($\approx 5 \times 10^5$ Ci/a) in den Rhein entlassen, so ergäbe sich bei einer mittleren Wasserführung des Rheins bei Erreichen der holländischen Grenze eine Tritium-Konzentration von etwa $1,5 \times 10^4$ pCi/Liter oder $1,5 \times 10^{-5}$ $\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$, d.h. eine etwa 3-fache Überschreitung des heute diskutierten "Flußstandards" für ^3H -Ableitungen von 5000 pCi/Liter ¹¹⁹.

Bei weiterer Erhöhung der gegenwärtigen Aufarbeitungskapazität wird man daher den Weg gehen, das im Abwasser anfallende ^3H nicht mehr in den Vorfluter abzugeben und auf eine ungefährliche Konzentration zu verdünnen, sondern in geeigneten Lagerstätten zurückzuhalten (vgl. Kapitel 4.3 und 4.4).

Langzeitliche Kumulationseffekte in der Atmosphäre treten hier nur bei Kr-85 auf. Um die geringe Bedeutung dieser Aktivitäten aufzuzeigen, ziehen wir wiederum unser Extremmodell heran und fragen, welche Kr-85-Konzentration sich in der BRD ergäbe, wenn schon 1970 alle elektrische Energie aus Kernkraftwerken erzeugt würde. Wir gehen dabei zunächst von vollständiger Kr-85-Freisetzung von ca. $20 \mu\text{Ci/kWh}$ aus und fragen nach der Belastung im Jahre 1970. Sie läge dann bei $S_2 = 0,027$ oder $4,2 \text{ mrem/a}$. Im Fall langzeitlicher Kumulationseffekte ergibt sich als Grenzwert für $t \rightarrow \infty$ 70 mrem/a . Bei 99% Rückhaltung ergeben sich daraus wieder nur $0,7 \text{ mrem/a}$. Dies war jedoch ein hypothetischer Vergleich. Die tatsächliche Kernenergieentwicklung bis zum Jahre 1985 läßt dort eine Belastung von Kr-85 von im Mittel $0,25 \text{ mrem/a}$ bei 99% Rückhaltung erwarten. Die 30 mrem/a , die von der Kernenergie zur Dosisbelastung über Luftschadstoffe beigetragen werden dürfen (Kapitel 1), werden also bei weitem nicht erreicht. Es ist zu erwarten, daß mindestens 99,9% zurückgehalten werden und somit die Belastung weiter auf $0,025 \text{ mrem/a}$ sinkt. Weiter verringern würde sich die anzunehmende Kr-85-Belastung, wenn man, wie in Kapitel 4.4 eine Verdünnung mit über die BRD hinausgehenden Teilen der Atmosphäre annimmt.

Für das aus dem Abgas von Wiederaufarbeitungsanlagen abzuscheidende Kr-85 bestehen keine besonderen Lagerprobleme, da es mengenmäßig wenig ist. Z.B. würde die gesamte Kr-85-Menge aus einer Wiederaufarbeitungsanlage des Jahres 1980 etwa 50 Liter bei 150 atm betragen. Auch gewisse Leckagen aus einem Krypton-Lager wären tolerierbar, da die Krypton-Dosisbelastung bei vollständiger Freisetzung erst im kommenden Jahrhundert auf nennenswerte Strahlenbelastungen ansteigen würde (Kapitel 4.4).

Für alle in diesem Kapitel genannten Dosisbelastungswerte für Kr-85 gilt wieder die Tatsache, daß eine Reduzierung um den Faktor 70 notwendig ist, wenn statt einer externen β -Dosis (Hautbelastung) die Ganzkörperdosis angegeben werden soll (siehe Fußnote Seite 32).

4.3 Radioaktive Abfälle ⁺⁾

In der Kerntechnik werden große Anstrengungen gemacht, den Abfall radioaktiver Abfälle auf ein Minimum zu beschränken. Den Anfall vollständig zu vermeiden, ist jedoch grundsätzlich nicht möglich, da die Gewinnung der Kernenergie an die Kernspaltung gebunden ist und die Spaltprodukte den bei weitem überwiegenden Teil aller künstlich erzeugten Radionuklide darstellen. Auch die Aktivierung durch Neutronen läßt sich nicht umgehen, ebensowenig die Kontamination von Geräten bei direktem Kontakt mit radioaktiven Substanzen.

Die radioaktiven Abfälle werden an den Anfallstellen so gesammelt, daß sie nicht unkontrolliert in die Umwelt gelangen, daß sie nicht unnötig mit inaktiven Anteilen vermischt werden und ihre spätere Behandlung möglichst vereinfacht wird. Durch weitere Verbesserung dieses Systems wird sich der relative Anfall noch weiter reduzieren lassen, eine grundlegende Änderung der Situation kann jedoch hierdurch nicht herbeigeführt werden.

Auf der Basis der heutigen Kenntnisse läßt sich der künftige Anfall an radioaktiven Abfällen in der BRD wie folgt schätzen:

Tab. 39 Primäranfall an radioaktiven Abfällen in der BRD

Entstehungsort	radioaktive Abwässer		feste radioaktive Abfälle	
	Menge	Aktivität	Menge	Aktivität
Erzgewinnung ¹⁾	minimal	schwachaktiv	minimal	schwachaktiv
Brennelementherstellung ²⁾	≤ 400 m ³	einige 10 ⁻⁶ Ci/m ³	ca. 0,03 m ³	schwachaktiv
Kernkraftwerk ³⁾	10000 – 20000 m ³ /a	einige 10 ⁻³ Ci/m ³	ca. 50 m ³ /a ca. 10 m ³ /a	vorw. schwachaktiv ≤ 10 Ci/m ³
Wiederaufarbeitung ⁴⁾ bestrahlter Kernbrennstoffe	0,3 m ³ 90,0 m ³	einige 10 ⁶ Ci/m ³ 10 ⁻³ – 10 ² Ci/m ³	ca. 3 m ³ ca. 0,12 m ³	ca. 1 Ci/m ³ ca. 10 ⁴ Ci/m ³
Kernforschungszentrum ⁵⁾	10000 m ³ /a 50 – 150 m ³ /a	10 ⁻⁴ – 10 ⁻² Ci/m ³ 1 – 5 Ci/m ³	ca. 700 m ³ /a	97 % schwachaktiv, 3 % mittelaktiv
Isotopenanwendung in Forschung, Medizin, Technik etc.	einige m ³ /a	schwachaktiv	30 – 120 m ³ /a 2 – 10 m ³ /a	schwachaktiv mittelaktiv

1) Spielt in der BRD keine nennenswerte Rolle

2) Anfall pro Tonne Kernbrennstoff

3) Größe des Reaktors nicht von entscheidender Bedeutung; Angabe bezieht sich auf 1 Reaktor

4) Anfall pro Tonne wiederaufbereiteten Kernbrennstoffs

5) Anfall hängt wesentlich von Größe der Anlagen und Art der Tätigkeit ab

⁺⁾ Literatur zu 4.3 Radioaktive Abfälle 100 bis 116

Die Halbwertszeit der in den Abfällen enthaltenen Radionuklide ist in der Mehrzahl der Fälle so lang, daß ein Warten auf ein vollständiges Abklingen der Radioaktivität nicht möglich ist. Eine Verdünnung der Aktivität ist nicht zulässig. Deshalb müssen die radioaktiven Abwässer und Abgase so gereinigt werden, daß mit ihnen nur noch unbedenkliche Mengen an Radionukliden in die Umwelt abgeleitet werden. Die bei der Reinigung entstehenden Rückstände werden, ebenso wie die festen Abfälle, soweit wie möglich in ihrem Volumen eingeengt und schließlich in eine Form gebracht, die eine sichere Lagerung über die zum völligen Abklingen der Radioaktivität erforderlichen Zeiträume gewährleistet.

Die Behandlung der radioaktiven Wässer geht so vor sich, daß die im Wasser enthaltenen Radionuklide durch chemische Fällungsverfahren, Ionenaustausch oder Verdampfung (Destillation) vom Wasser abgetrennt werden. Die beiden letztgenannten Verfahren erzielen die höchsten Reinigungseffekte (Dekontaminationsfaktoren). Sie werden heute am häufigsten eingesetzt, und zwar der Ionenaustausch für salzarme Wässer, die Verdampfung für die übrigen.

Selbst bei der früher üblichen einfachen Behandlung durch weitgehende Anwendung von chemischer Fällung und Filtration war es möglich, die pro Kernkraftwerk und Jahr in die Vorfluter abgeleitete Aktivität im Mittel unter 10 Ci (außer Tritium) zu halten. Dies hätte bei Installation von 150 Kernkraftwerken an Rhein, Donau, Weser und Elbe zu einer Aktivitätsbelastung entsprechend einer Verdopplung der natürlichen Radioaktivität dieser Flüsse geführt. Durch verstärkten Einsatz der Verdampfung als Dekontaminationsverfahren lassen sich die abgeleiteten Aktivitäten noch wesentlich reduzieren.

Abwässer mit sehr hohen Aktivitätskonzentrationen fallen nur in Wiederaufarbeitungsanlagen für bestrahlten Kernbrennstoffe an. Durch konsequente Anwendung vor allem der Verdampfung läßt sich jedoch auch hier die Ableitung von Radionukliden in die Vorfluter auf einem völlig unbedenklichen Niveau halten.

Eine Ausnahme bezüglich Dekontaminierbarkeit macht lediglich das Tritium, das mit den üblichen Verfahren nicht vom Wasser abzutrennen ist. Die Freigrenze des Tritiums (Flußstandard 5 000 pCi/l; Kap. 4.2) erlaubt jedoch die Beseitigung großer Mengen von Tritium durch Verdünnung. Dieses heute

allgemein übliche Verfahren wird künftig an Stellen mit hohem Tritiumanfall (z.B. Wiederaufarbeitungsanlagen) nicht mehr angewandt werden können. Einen Ausweg bietet jedoch die Einleitung in isolierte Aquiferspeicher des tiefen Untergrundes bzw. unter bestimmten Bedingungen auch das Ablassen in das Meer; dies führt im ersten Fall zu überhaupt keiner, im zweiten nur zu einer völlig unbedeutenden Belastung der Umwelt.

Abb. 14 zeigt die Tritiumkonzentration sowie die Aktivität des Wassers und der Luft durch Kernkraftwerke in der BRD nach einer in ¹¹⁸ vorgenommenen pessimistischen Abschätzung.

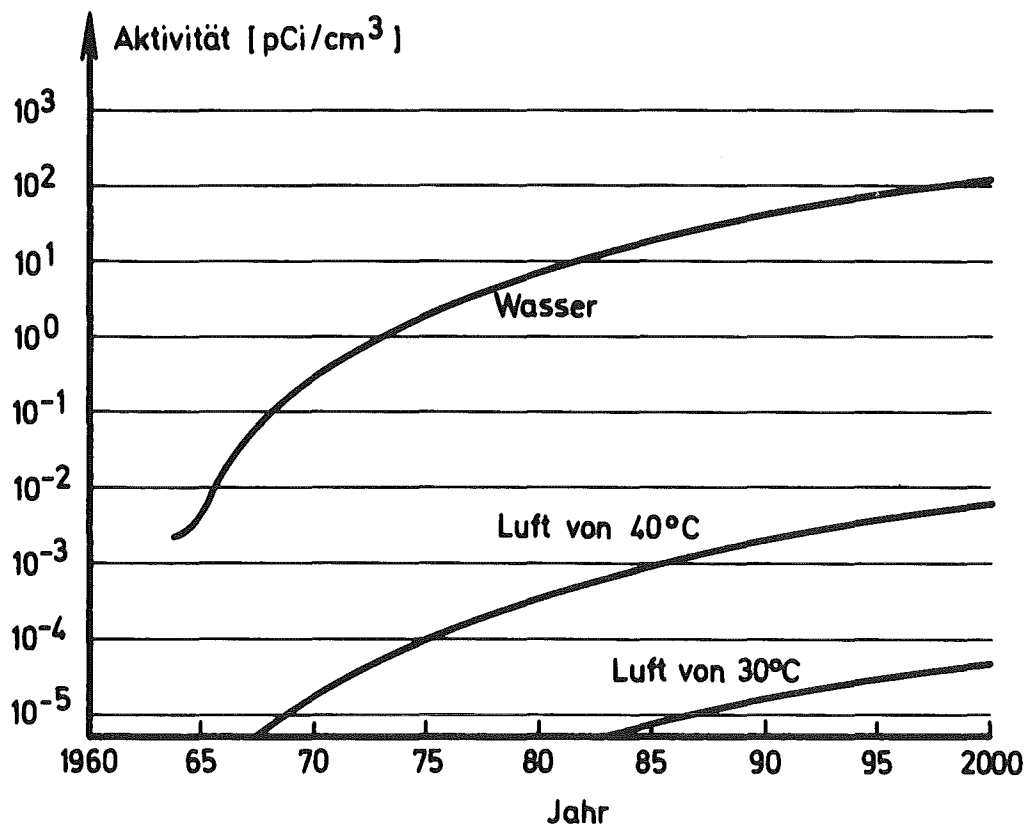


Abb. 14 Tritiumkonzentration (Aktivitätswerte) des Wassers und der Luft durch Kernkraftwerke bei gleichmäßiger Verteilung auf die BRD nach ¹¹⁸

Während die durch Dekontamination gereinigten Wässer wieder verwendet bzw. in die Vorfluter abgeleitet werden können, müssen die bei der Dekontamination entstehenden wässrigen Konzentrate, in denen die gesamten abgetrennten Radionuklide enthalten sind, so weiterbehandelt werden, daß sie über die zum vollständigen Abklingen erforderlichen Zeiträume sicher gelagert werden können. Die schwach- und mittelaktiven Konzentrate werden zu diesem

Zweck, z.B. durch Verrühren mit Zement in ein festes Produkt überführt. Durch Einrühren in heißes Bitumen kann aus den wässrigen Konzentraten das Wasser ausgetrieben und die verbleibenden radioaktiven Salze in Bitumen fest gebunden werden. Beide Verfahren sind in der Praxis gut erprobt.

Hochaktive Konzentrate werden nach Verdampfung mit geeigneten Zuschlagstoffen zu Gläsern oder keramischen Massen geschmolzen, die sowohl gegen die hier auftretenden hohen Temperaturen als die hohen Strahlenbelastungen beständig sind. Die entsprechenden Verfahren befinden sich noch in Erprobung, werden aber rechtzeitig zur Verfügung stehen, da erst Anfang der 80er Jahre größere Mengen hochaktiver Flüssigkeiten anfallen werden.

Nach den genannten Behandlungen können die radioaktiven Konzentrate sicher gelagert und transportiert werden.

Die Behandlung der festen radioaktiven Abfälle richtet sich in erster Linie nach deren Natur. Sofern sie brennbar sind, werden sie verbrannt, wobei die verbleibende Asche wiederum meist in Beton oder Bitumen fixiert wird. Die Verbrennungsabluft kann bis auf Atemluftkonzentration gereinigt werden. Durch die Veraschung wird eine erhebliche Volumenreduktion erzielt und die Sicherheit von Transport und Lagerung erhöht. Die nicht brennbaren festen Abfälle können durch Pressen in ihrem Volumen eingeengt werden, eventuell nach vorheriger mechanischer Zerkleinerung. Die Preßlinge werden in der Regel wiederum in Fässern verpackt und in Beton eingebettet. Die entsprechenden Einrichtungen sind technisch erprobt.

Somit besteht ein lückenloses System für die Sammlung und Behandlung aller Arten von radioaktiven Abfällen, das sicherstellt, daß aus kerntechnischen Anlagen nur ungefährliche Mengen an Radionukliden abgeleitet werden. Die hier angewandten Verfahren sind sowohl strengen Umweltschutzbestimmungen als auch großen Durchsätzen gewachsen.

Die Endlagerung der radioaktiven Konzentrate

Durch die Aufbereitung der Abfälle kann deren Aktivität nicht vernichtet, sondern nur abgetrennt und/oder auf ein kleines Volumen reduziert werden. Die radioaktiven Konzentrate müssen anschließend so gelagert werden, daß keine unzulässigen Mengen an Radionukliden in den Biozyklus gelangen. Die

Zeiträume, für die die radioaktiven Abfälle von der Biosphäre isoliert bleiben müssen, betragen einige Jahrhunderte, in Sonderfällen wie z.B. bei Plutoniumabfällen sogar einige hunderttausend Jahre. Für diese "Endlagerung" kommen daher nur solche Strukturen infrage, die durch ihre Geschichte über vergleichbare Zeiträume den Nachweis über ihre vollkommene Isolierung vom Biozyklus und langfristige Stabilität geliefert haben. Dies ist bei bestimmten geologischen Formationen gegeben. Nach der bei Fachleuten vorherrschenden Meinung erfüllen zahlreiche Steinsalzformationen die Voraussetzungen für die Einrichtung von Endlagern für radioaktive Abfälle in hervorragender Weise.

In der BRD ist zunächst das stillgelegte Salzbergwerk Asse als Endlager für radioaktive Rückstände vorgesehen. Es liegt in einem mehrere Kilometer langen Salzsattel in einer Tiefe von etwa 400 m bis mehr als 1000 m. Bei der früheren Salzförderung wurden in der Asse 150 Abbaukammern mit einem Gesamtvolumen von etwa 3,5 Mio m³ angelegt. Tab. 40 zeigt zum Vergleich den geschätzten Anfall an radioaktiven Abfällen in der BRD bis zum Jahr 2000.

Tab. 40. Schätzung der eingegangenen, zur Endlagerung anfallenden radioaktiven Abfälle in der BRD

Schwachaktiv ^{+) [m³/a]}					
Herkunft	1970	1975	1980	1990	2000
Industrie, Industrie- und Hochschulforschung	60	90	120	240	480
Kernforschungszentren	740	1 060	1 280	1 280	1 280
Leistungsreaktoren	100	300	800	1 950	4 000
Wiederaufbereitung	—	200	2 000	6 500	14 500
Summe	900	1 650	4 200	10 000	20 300

Mittelaktiv ^{+) [m³/a]}					
Herkunft	1970	1975	1980	1990	2000
Industrie, Industrie- und Hochschulforschung	5	7,5	10	20	40
Kernforschungszentren	160	210	210	210	210
Wiederaufbereitung	—	45	450	1 460	3 260
Summe	165	262,5	670	1 690	3 500

Hochaktiv ^{+) (Gläser) [m³/a]}					
Herkunft	WAK			WAK + WA 2	
	1975	1977	1982	1992	2002
Wiederaufbereitung	3	3	30	100	220

^{+) Die Aktivitätskonzentration der schwachaktiven Abfälle liegt unter etwa 1 Ci/m³, die der mittelaktiven bei 1 – 10 000 Ci/m³, die der hochaktiven > 10 000 Ci/m³}

Seit 1967 werden im Salzbergwerk Asse verfestigte schwach aktive Abfälle gelagert. Dies geschieht durch einfaches Stapeln in den alten Abbau-Kammern. Das Volumen dieser Kammern reicht nach den bisherigen Schätzungen bis zum Jahr 2000 für alle in der BRD anfallenden schwachaktiven Abfälle aus.

Die mittelaktiven Abfälle müssen wegen ihrer höheren Außenstrahlung in Abschirmbehältern in das Bergwerk eingebracht werden. Von einer besonders hierfür hergerichteten Einrichtung werden dann die Abfallfässer unter Wahrung der vollen Strahlenabschirmung in die vorgesehene Lagerkammer abgelassen. Dieses System ist sehr einfach, aber in erster Linie für kleine Durchsätze geeignet. Um einen Engpaß zu vermeiden, wird zur Zeit ein Bohrloch errichtet, durch das später die mittelaktiven Abfälle von einer speziellen oberirdischen Entladeeinrichtung ohne Abschirmbehälter direkt bis in eine große Lagerkaverne abgesenkt werden können. Mit diesem System werden auch große Durchsätze einfach zu beherrschen sein.

Die ersten verfestigten hochaktiven Abfälle (Glaskörper in Edelstahlzylindern) werden erst 1976 zur Verfügung stehen. Sie sollen dann in über 800 m Tiefe in einzelne vertikale Bohrlöcher abgesenkt werden, die, nachdem sie weitgehend mit Glasblöcken gefüllt sind, mit gemahlenem Salz aufgefüllt werden. Durch diese Art der Lagerung wird sichergestellt, daß die in den hochaktiven Abfällen freigesetzte Zerfallswärme über das Salz ausreichend abgeführt wird. Die höhere Temperatur bewirkt ein verstärktes plastisches Fließen des Salzes, so daß die Glasblöcke schon nach relativ kurzer Zeit vollkommen dicht im Salz eingebettet sind. Obzwar die hochaktiven Abfallzylinder aus Gründen der Wärmeableitung in großen Abständen voneinander gelagert werden müssen, reicht die Kapazität des Salzbergwerkes Asse auch für diese Abfallkategorie bis zum Jahr 2000. Es ist sicher, daß bis dahin bereits wieder andere Salzbergwerke leergefördert wurden und im Prinzip wiederum für die Einlagerung radioaktiver Abfälle zur Verfügung stehen.

Durch die Lagerung der radioaktiven Abfälle im tiefen Untergrund wird eine Strahlenbelastung der Bevölkerung vollkommen ausgeschlossen. Die Gefahr einer Kontamination der Umwelt ist wegen der vollkommenen Isolierung des Salzgesteines vom Biozyklus ausgeschlossen. Trotzdem wird die Umgebung durch ein umfangreiches Meßsystem regelmäßig überwacht.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß in der BRD ein komplettes System für die Lagerung der Abfälle aller Aktivitätsklassen zur Verfügung steht, das sowohl den Sicherheits- als den Mengenanforderungen in der Gegenwart und Zukunft voll gerecht wird.

4.4 Globale Belastungen

Ein Teil der Spaltprodukte, die in Kernkraftwerken anfallen, ist langlebig und flüchtig. Es sind dies die Radionuklide ^{85}Kr und ^3H . Die lokale und regionale Belastung durch diese Nuklide wurden in Kapitel 3.1 und 3.2 diskutiert. Im folgenden werden die globalen Auswirkungen untersucht. Auf der Seite nichtnuklearer Belastungen durch die Energieerzeugung soll lediglich das Problem der Vermehrung der Kohlendioxidkonzentration durch die Verbrennung fossiler Energieträger betrachtet werden.

Tritium ist ein Nuklid, das auch ohne künstliche Kernspaltung in großen Mengen in der Biosphäre vorhanden ist. Besonders in der Atmosphäre wird laufend Tritium gebildet. Der Hauptanteil des natürlich entstandenen Tritiums wird in der oberen Atmosphäre durch Kernreaktionen mit Stickstoff und Sauerstoff gebildet. Die Angaben über die Tritiumproduktion in der Atmosphäre schwanken in einem weiten Bereich, nämlich von 0,09 bis 2,0 Tritiumatome pro cm^2 und sec. Diesem Schwankungsbereich entsprechen die Gleichgewichtswerte des Weltinventars von 12 bis 275 MCi.

Die Kernwaffenexplosionen tragen erheblich zur globalen ^3H -Belastung bei. Z.B. wird bei thermonuklearen Explosionen primär etwa 7 Ci/t TNT-Äquivalent freigesetzt. Dazu kommen über Sekundärreaktionen weitere 50 Ci/t TNT-Äquivalent. Die gesamte Freisetzung bei den bisherigen Kernwaffenversuchen wird auf $1,7 \times 10^9$ Ci Tritium geschätzt. Damit übersteigt die Tritiumproduktion durch Kernwaffen die natürliche Produktion erheblich.

Gegenüber diesen Werten ist die Tritiumproduktion aus kerntechnischen Anlagen heutiger Spaltreaktoren vergleichsweise klein. Z.B. liegt wie in Abschnitt 4.2 im einzelnen angegeben wird, die jährliche Abgabe von Kernkraftwerken bei durchschnittlich 100 Ci ^3H . Für die ab 1980 in der BRD benötigte Wiederaufarbeitungsanlage wird bei steigendem Einsatz der Kernenergie

ein Anfall von etwa 5×10^5 Ci/a erwartet.

Es ist nützlich, die aus der friedlichen Nutzung der Kernenergie resultierende Tritiumerzeugung mit der bereits durch Kernwaffentests erzeugten Menge zu vergleichen. Nach ¹¹⁷ ist damit zu rechnen, daß etwa um das Jahr 2000 die in kerntechnischen Anlagen erzeugte Tritiumaktivität dieselbe Größenordnung erreicht wie die durch Kernwaffenversuche bereits freigesetzte Menge, vorausgesetzt, daß keine weiteren Kernwaffenversuche durchgeführt werden. Setzt man als Schätzwert für das derzeitige Tritiuminventar der Hydrosphäre 10^9 Ci an, so folgt daraus eine mittlere Strahlenbelastung von $6 \mu\text{rem/a}$. Nach ¹¹⁷ wird sich bei Addition der Beiträge aus Kernwaffenversuchen und aus der friedlichen Anwendung der Kerntechnik die derzeitige Strahlenbelastung der Bevölkerung bis zum Jahre 2000 nicht erheblich ändern. Der erwartete zeitliche Anstieg der Welt-Tritium-Konzentration in der Atmosphäre und Hydrosphäre ist nach ¹¹⁸ in Abb. 15 angegeben. Dieser Anstieg geht davon, daß das gesamte erzeugte Tritium freigesetzt wird. Die völlige Freisetzung würde für das Jahr 2000 einer mittleren Aktivitätskonzentration entsprechen, die etwa um den Faktor 10^3 unter der zulässigen Konzentration für ^3H im Wasser (Flußstandard) liegt. Lokale Belastungen können höher liegen (siehe Kapitel 4.2).

Die im Kernforschungszentrum Karlsruhe und im Ausland begonnenen Untersuchungen der Möglichkeit, ^3H in Aquifer-Speichern in großer Tiefe unterirdisch zu lagern, sind erfolgversprechende Ansätze, den größten Teil der produzierten ^3H -Menge aus dem Wasserkreislauf der Umwelt fernzuhalten. Mit dieser Entwicklung wird es möglich werden, den in Abb. 15 dargestellten Anstieg der Tritiumfreisetzung erheblich zu reduzieren bzw. den weiteren Anstieg ganz zu vermeiden.

In Kapitel 4.2 wurden die Emissionen von Kr-85 aus Kernkraftwerken und Wiederaufarbeitungsanlagen im einzelnen angegeben. Neben der Frage der lokalen Strahlenbelastung (Kap. 3.1., 3.2., 4.2.) besteht die Frage der globalen Belastung durch Kr-85 in einer wachsenden Energiewirtschaft. Nach ¹²⁰ ist der Kr-85-Gehalt der Atmosphäre in den letzten 15 Jahren annähernd linear angestiegen. Heute enthält die Atmosphäre etwa 15 pCi/m^3 Kr-85. Es gibt Schätzungen des Anstiegs des Kr-85-Gehalts der Atmosphäre als Folge des wachsenden Einsatzes der Kernenergie.

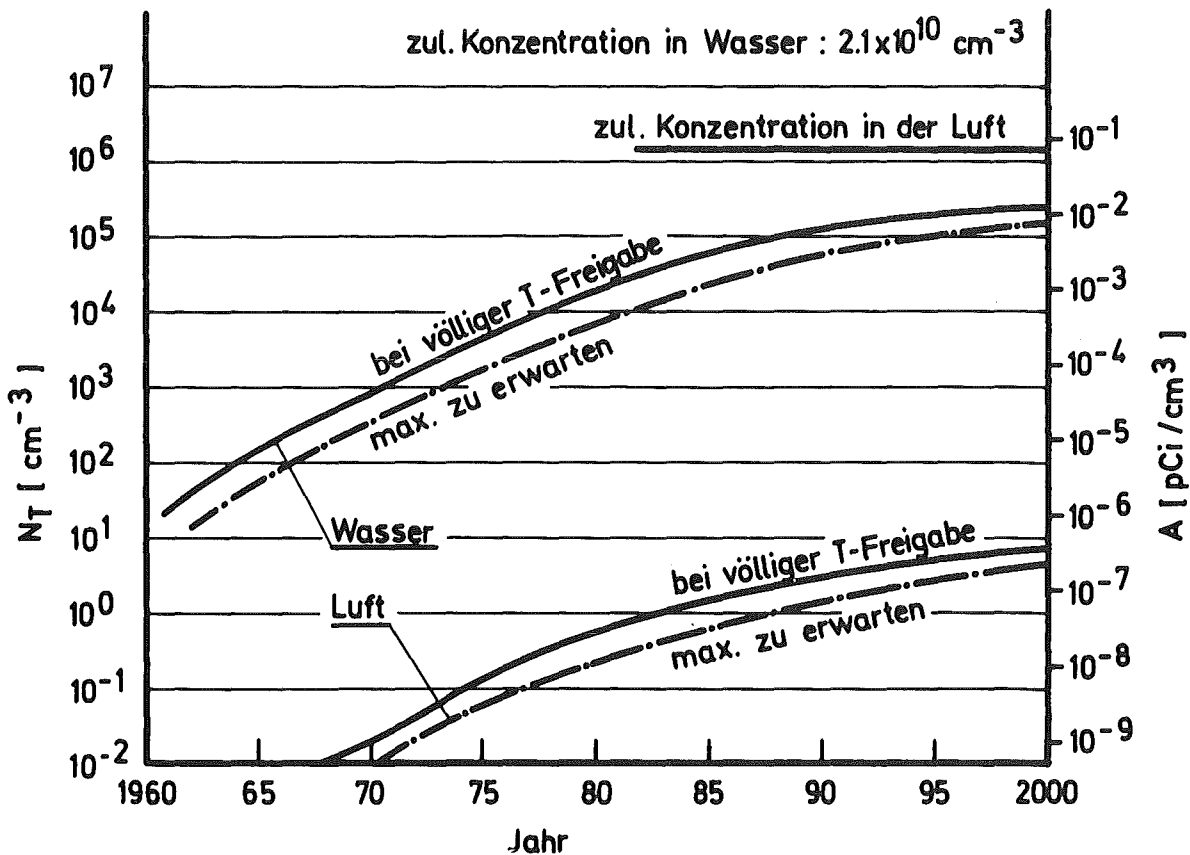


Abb. 15 Tritiumkonzentration sowie Aktivität des Wassers und der Luft durch Kernkraftwerke der westlichen Welt bei gleichmäßiger Verteilung auf die gesamte Welt nach ¹¹⁸

Unter der Annahme, daß der erwartete Weltenergiebedarf ganz durch die Kernenergie gedeckt wird und daß alles Kr-85 freigesetzt wird, wurde die jährliche Dosisbelastung aufgrund von Kr-85-Emissionen in ¹²¹ bis zum Jahre 2060 berechnet. Der Berechnung lag die Annahme zugrunde, daß die maximal zulässige Konzentration, wie sie von der ICRP festgelegt wurde ($0,3 \mu\text{Ci/m}^3$), einer Strahlenbelastung von 500 mrem/a entspricht. Es muß wieder darauf hingewiesen werden, daß diese Strahlenbelastung in der Realität etwa 70 mal kleiner ist (7 mrem/a), wenn man die Gonadendosis betrachtet. In Abb. 16 ist der Mittelwert der Dosis-schätzung zusammen mit einem Bereich für die Unsicherheiten aufgrund der globalen Verteilung von Kr-85 angegeben. Ferner ist ein oberer Bereich angegeben für die Annahme, daß 75% des Kr-85 nur in der nördlichen Hemisphäre emittiert würde. Auf der Grundlage dieser Berechnungen wird die Strahlenbelastung der Bevölkerung im Jahre 2000 bei etwa 2 mrem/a (unkorrigierte Dosisleistung) liegen. Der Unterschied zu den Angaben in Kapitel 4.2 erklärt sich dadurch, daß dort die Kr-85-Konzentrationen unter der Annahme errechnet werden, daß aus dem Raum über der BRD keine Kr-85 Diffusion nach außen stattfindet. Hier wird jedoch eine Verdünnung über den gesamten Globus (dafür auch eine weltweite Produktion) angenommen.

Obwohl diese Strahlenbelastung absolut und relativ zur natürlichen Belastung sehr niedrig ist, sind Entwicklungen eingeleitet worden, die die quantitative Rückhaltung der Spaltedelgase aus kerntechnischen Anlagen zum Ziele haben. Es ist zu erwarten, daß die Rückhaltung mindestens zu 99,9% erreichbar sein wird. Bei Einbau entsprechender Edelgasrückhalteanlagen, insbesondere in alle Wiederaufarbeitungsanlagen, würden sich die obengenannten Werte um den Faktor 1000 reduzieren.

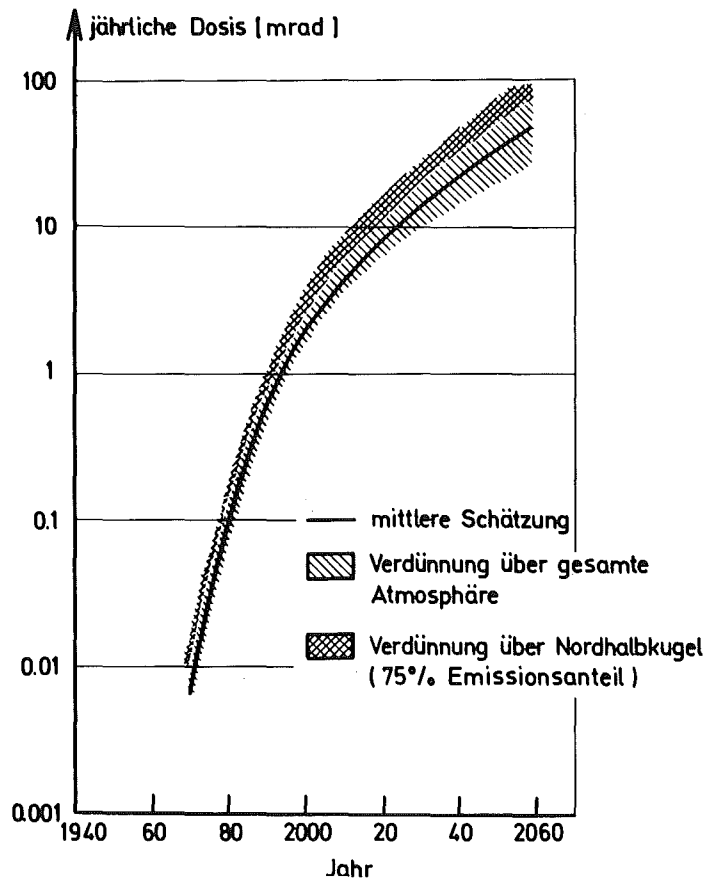


Abb. 16 Geschätzte jährliche Krypton-85-Dosis von 1970-2060 nach ¹²¹.

Neben der langfristigen Akkumulation der Radionuklide ³H und ⁸⁵Kr verdient die Vermehrung der Kohlendioxidkonzentration durch die Verbrennung fossiler Energieträger besondere Beachtung. Dabei sind sich die Autoren im Klaren, daß das Problem des Wärmetrends auf dem Globus nicht ausreichend behandelt werden kann und CO₂ nur einer unter vielen einflußnehmenden Faktoren ist.

Abschätzungen ergeben, daß das in den Jahren 1850 bis 1950 durch den Verbrauch fossiler Brennstoffe in die Atmosphäre entlassene CO₂ ungefähr 10% der 1950 in ihr vorhandenen Menge entspricht ¹²². Die starken Zuwachsraten

vorwiegend fossilen Energieverbrauchs mit einer gegenwärtigen Verdopplungszeit zwischen 20 und 25 Jahren lassen einen weiteren starken Anstieg der CO_2 - Erzeugung erwarten. Die in Abb. 17 dargestellte Kurve basiert auf den Weltenergieverbrauchsprognosen und führt für die Zeit um das Jahr 2000 auf eine jährliche Erzeugungsrate, die näherungsweise dem gesamten natürlichen Umsatz im biologischen Kreislauf entspricht ¹²³.

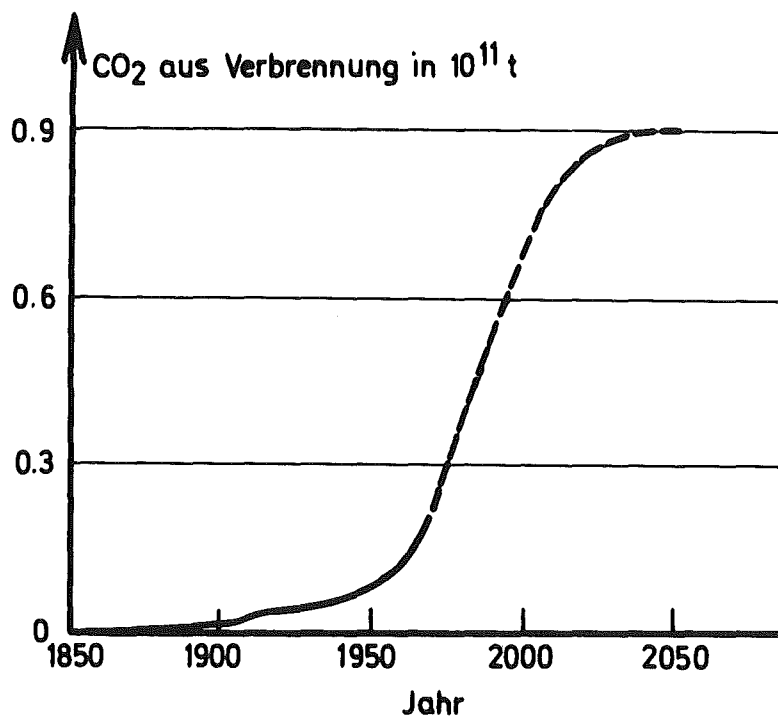


Abb. 17 Jährlich durch Verbrennung erzeugte Menge an Kohlendioxid

Ein durch Verbrennungsprozesse hervorgerufener Anstieg der atmosphärischen CO_2 - Konzentration verteilt sich, trotz erheblicher Unterschiede in den regionalen Erzeugungsraten fast gleichmäßig über die ganze Erde. Gewisse Differenzen, die auf Großwetterlagen beruhen, sind lediglich zwischen Nord- und Südhalbkugel zu beobachten. Eine genauere Analyse des atmosphärischen Austausches anhand des Isotops C^{14} wurde von Young und Fairhall vorgenommen ¹²⁴.

Aus Abb. 18 kann der gemessene Anstieg der atmosphärischen CO_2 - Konzentration entnommen werden ¹²².

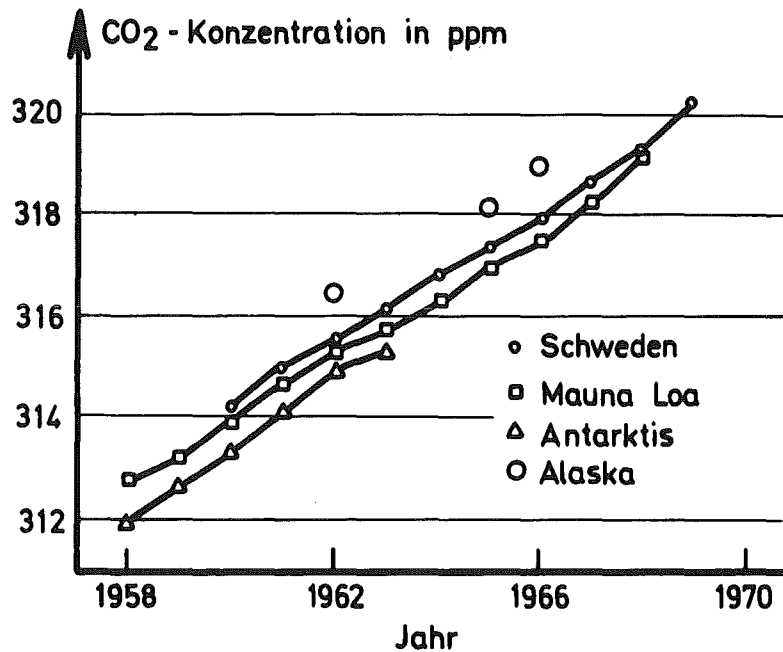


Abb. 18 Gemessene Kohlendioxidkonzentration in der Atmosphäre, jährliche Durchschnittswerte nach ^{1,2}.

Danach beträgt die globale jährliche Zunahme der CO₂ - Konzentration näherungsweise 0,7 ppm Volumenteile, was einer relativen Zunahme von 0,2%/a entspricht. Eine im Zusammenhang mit dem CO₂-Anstieg vermutete Änderung der Sauerstoffkonzentration der Atmosphäre wurde bisher nicht beobachtet.

Kohlendioxid ist kein Schadstoff im herkömmlichen Sinn. Die aus Gesundheitsgründen am Arbeitsplatz noch zulässige Konzentration liegt über dem zehnfachen Wert der natürlichen Konzentration. Die Kohlendioxidproblematik zeigt sich in erster Linie in den Auswirkungen auf den Strahlungshaushalt der Erde. CO₂ hat die Eigenschaft, kurzwelliges Sonnenlicht ungehindert durchzulassen, während es die von der Erdoberfläche ausgesandte Infrarotstrahlung absorbiert. Durch diesen 'Treibhauseffekt' würde eine Zunahme der atmosphärischen CO₂ - Konzentration eine Zunahme der globalen Durchschnittstemperatur zur Folge haben, sofern man andere, auch in die entgegengesetzte Richtung wirkende, großenteils noch ungeklärte Effekte außeracht läßt.

Verlässliche Aussagen über die Problematik des 'Schadstoffes' CO₂ setzen eine genaue Erfassung der Dynamik des Kohlenstoffhaushalts der Erde voraus. Am Kohlenstoffkreislauf in geologisch kurzen Zeiträumen sind als CO₂ - Reservoir die Atmosphäre, die Biosphäre und die Ozeane beteiligt.

Der Kohlenstoff-Kreislauf des Festlandes wird beeinflusst von:

- der atmosphärischen CO_2 - Konzentration
- der Masse der Biosphäre des Festlandes
- den CO_2 - Verbrauchsrate der Pflanzen durch Assimilation am Tage
- den CO_2 - Erzeugungsraten der Pflanzen durch Atmung bei Nacht
- der durchschnittlichen Lebenszeit der Pflanzen
- der Masse des toten organischen Kohlenstoffs und
- den Zersetzungsraten und Abbauezeitkonstanten.

Um den Kohlenstoffkreislauf in den Ozeanen analysieren zu können, müssen untersucht werden:

- anorganischer Kohlenstoff in der durchmischten oberen Wasserschicht (mixed layer),
- organischer Kohlenstoff im Phytoplankton,
- organischer Kohlenstoff im Zooplankton,
- toter organischer Kohlenstoff im Oberflächenwasser und der Tiefsee,
- anorganischer Kohlenstoff in der Tiefsee,
- Verbrauchs-, Erzeugungs- und Abbauraten,
- Austausch von Oberflächen- und Tiefseewasser.

Ein großer Teil des zusätzlich in die Atmosphäre eingetragenen Kohlendioxids wird im mixed layer der Ozeane gelöst. Die Austauschraten zwischen Luft und Wasser sind dabei abhängig von der Temperatur, dem pH-Wert des Wassers, der Windgeschwindigkeit und den jeweiligen Konzentrationen.

Gestützt auf das bisher noch unzureichende Wissen über die Dynamik des Kohlenstoffhaushalts der Erde und unter Einbeziehung anderer Faktoren sind unterschiedliche Verläufe der zukünftigen mittleren globalen Temperatur prognostiziert worden ¹²⁵.

Die für das Jahr 2000 abgeschätzten Temperaturänderungen liegen im Bereich weniger Zehntel Grad. In der Überzahl wird eine Absenkung der Temperatur befürchtet, die auf die Veränderung der Albedo der Erde zurückgeführt wird. Als Hauptursachen werden verstärkte Wolkenbildung durch Luftverschmutzung, erhöhte Reflektivität der Meeresoberflächen durch Öllachen und Veränderung der Erdoberfläche durch den Menschen angeführt. Hieraus kann fälschlicher-

weise der Schluß gezogen werden, daß eine starke Erhöhung der atmosphärischen CO_2 - Konzentration wünschenswert sei, um diesen Effekten entgegenzuwirken.

Es ist festzustellen, daß die CO_2 - Produktion einen tiefen Eingriff in den natürlichen Haushalt der Erde darstellt, der kurzfristig nicht steuerbar ist und dessen Auswirkungen heute nicht abzusehen sind. Eine besondere Bedeutung kommt deshalb der Erforschung der das Systemverhalten beeinflussenden Zeitkonstanten zu, die eine Abschätzung der Zeitverzögerung zwischen einer hervorgerufenen Veränderung des Kohlendioxidpegels und der Einstellung eines neuen Gleichgewichtszustandes gestatten. Nach diesen Zeitkonstanten werden sich eventuell notwendige korrektive Maßnahmen richten müssen, wenn sie rechtzeitig zur Wirkung kommen sollen. Die Kernenergie trägt nicht zur CO_2 - Produktion bei. Es bleibt zu hoffen, daß sie in einem langfristigen Prozeß die Verbrennung fossilen Kohlenstoffs ersetzt und dadurch zur Entschärfung des CO_2 - Problems beiträgt.

5. Schlußfolgerungen

5.1 Zusammenfassung

- Das aus ökologischen Gründen beschränkte Wärmeaufnahmevermögen der Flüsse der BRD führt dazu, daß der Zubau von Kraftwerken mit Frischwasserkühlung höchstens bis Ende der 70er Jahre möglich ist.
- Der Einsatz der nassen Rückkühlung wird wahrscheinlich Anfang bis Mitte der achtziger Jahre aus ökologischen und wasserwirtschaftlichen Gründen begrenzt werden müssen, da dann die benötigten großen Zusatzwassermengen nicht mehr zur Verfügung stehen.
- Die durch Kernkraftwerke verursachte radiologische Belastung der Gewässer ist bis über das Jahr 2000 hinaus von keinerlei Bedeutung. Gezielte Maßnahmen gestatten es auch, nach dem Jahr 2000 die radiologische Belastung in zulässigen Grenzen zu halten.
- Die Belastung der Luft durch chemische Schadstoffe aus dem Bereich der gesamten Energieerzeugung hat bei den meisten Stoffen heute schon die zulässige Maximalkonzentration überschritten. Bei Inversionswetterlagen erreichen die Schadstoffkonzentrationen über dicht besiedelten Gebieten nicht mehr tolerierbare Werte.
- Die hypothetische Annahme, daß die gesamte heutige Stromerzeugung der BRD durch Kernkraftwerke erfolge, zeigt, daß die hieraus resultierende Schadstoffbelastung der Luft um mehr als den Faktor 1000 unter den zulässigen Konzentrationswerten läge, die Emissionen der in Betrieb befindlichen fossil beheizten Kraftwerke hingegen zu Schadstoffkonzentrationen führen, die im Mittel über die BRD die zulässigen Werte fast erreichen oder überschreiten.
- In Verdichtungsräumen ist die zulässige chemische Schadstoffbelastung durch Kraftwerke bereits heute vielfach überschritten. Der vollständige Ersatz dieser Kraftwerke durch Kernkraftwerke würde die Belastungen auf unbedeutende Werte radiologischer Belastungen reduzieren.

- Die den Autoren zur Kenntnis gekommenen Möglichkeiten zur Verringerung der Schadstoffemissionen bei der auf fossiler Basis beruhenden Energieerzeugung reichen nicht aus, um die Einhaltung der Grenzwerte zu gewährleisten.
- Die realistischerweise anzunehmende begrenzte Einführungsrate der Kernkraftwerke wird allerdings nur zu einer langsamen Verringerung der heutigen Luftbelastung führen. Der Einsatz der Kernenergie in anderen Bereichen der Energieerzeugung (z.B. Prozeßwärme) bietet nach 1980 die Möglichkeit, vor allem in Ballungsgebieten zu einer rascheren Verbesserung der Umweltsituation zu kommen.
- Das mit dem Transport bestrahlter Kernbrennstoffe einhergehende Risiko stellt auch im Unglücksfall keine besondere Belastung dar.
- Bis zum Jahr 2000 werden die radioaktiven Immissionsbelastungen der Atmosphäre durch Wiederaufarbeitungsanlagen regional und global die zulässigen Werte bei weitem noch nicht erreicht haben. Bei großen Wiederaufarbeitungsanlagen wird man zur Herabsetzung der lokalen Belastung Einrichtungen für die Rückhaltung von ^{85}Kr vorsehen. Dann kann auch hier die Belastung auf weniger als 1% des heute als zulässig angesehenen Wertes beschränkt bleiben. Wird die gesetzlich zulässige Konzentration erhöht werden, wie das auf längere Sicht zu erwarten ist, so reduziert sich das Problem nochmals.
- Das in den Wiederaufarbeitungsanlagen anfallende Tritium muß beim großtechnischen Einsatz der Kernenergie zur Vermeidung von lokalen Umweltbelastungen vom hydrologischen Kreislauf ferngehalten werden, obwohl es regional infolge der Verdünnung zunächst noch kein Umweltproblem bedeutet.
- Die Endlagerung in Asse der bis zum Jahre 2000 anfallenden radioaktiven Abfälle stellt für die BRD kein Problem dar. Danach müssen ähnliche weitere Lagerstätten bereitgestellt werden.

5.2 Langfristig zu bearbeitende Probleme

Aus den Überlegungen dieser Studie geht hervor, daß eine zügige Einführung der Kernenergie nötig ist. Heute werden, insbesondere in Verdichtungsräumen, chemische Schadstoffkonzentrationen der Atmosphäre erreicht, die ohne die Kernenergie nicht mehr merklich verringert werden können. Gerade deshalb erscheinen für den großtechnischen Einsatz der Kernenergie unter längerfristigen Gesichtspunkten weitere Entwicklungsarbeiten und Untersuchungen auf den folgenden Gebieten notwendig:

- Großtechnische Kr-85-Rückhaltung für Wiederaufarbeitungsanlagen
- Fernhaltung von Tritium und anderen langlebigen Isotopen aus der Aquasphäre
- Analyse der verschiedenartigen Transporte radioaktiver Stoffe
- Zur Ermöglichung eines beschleunigten großtechnischen Einsatzes der Kernenergie im Gesamtbereich der Energieerzeugung, weitere Forcierung von technologischen Entwicklungsarbeiten bei Kernkraftwerken und Ausbau der kerntechnischen Infrastruktur.

Im Zusammenhang mit Umweltproblemen, die die Energieerzeugung im allgemeinen betreffen, sind die folgenden Arbeiten zu empfehlen:

- Analyse der klimatischen Auswirkungen von Naß- und Trockenkühltürmen sowie deren technologische Weiterentwicklung
- Entwicklungsarbeiten zur optimalen Abwärmenutzung und -verteilung
- Untersuchung der Schadstoffreaktionen und des Schadstofftransports in der Atmosphäre
- Untersuchung der Auswirkungen von Schadstoffimmissionen
- Technologische Entwicklungen zur schnellen Einführung der elektrischen Energie in Bereiche des gesamten Energieverbrauchs, in denen andere Maßnahmen nicht zur Reduktion eines hohen Schadstoffpegels führen.
- Regelmäßige Überwachung der gesamten Immissionsbelastungen

Diese Studie ist die erste ihrer Art in der BRD. Es ist sicherlich notwendig, das komplexe Gebiet der Umweltbelastungen bei der Energieerzeugung in weiteren Studien zu vertiefen.

L i t e r a t u r
=====

Zu Kapitel 1

- 1 Anlage 1 zur Ersten Verordnung über den Schutz vor Schäden durch radioaktive Stoffe (Erste Strahlenschutzverordnung) in den Fassung vom 15. Oktober 1965 (BGB1.I.S. 1654)

- 2 Häfele, W.:
Fortschritt, Funktion und Einordnung der Kernenergie,
Vortrag anlässlich der 107. Versammlung und 150-Jahr-Feier der
Gesellschaft Deutscher Naturforscher und Ärzte,
München, 8. - 12.10.72

- 3 Ottway, H.J.:
The Application of Risk Allocation to Reactor Siting and
Design,
Los Alamos Scientific Laboratory, LA-4316, 1970

- 4 Kuhlmann, A.:
Entwurf einer zukunftsorientierten Sicherheitsphilosophie,
Vortrag anlässlich der Vortragsveranstaltung des TÜV Rheinland
"Fortschritt mit Umsicht bedacht" in Düsseldorf am 4./5.10.1972

- 5 Report of Committee II on Permissible Dose for Internal
Radiation,
ICRP-Publication 2, 1959

- 6 Starr, Ch.:
Weighing the Benefits and Risks of New Technologies,
Symposium of Public Safety, National Academy of Engineering,
1969

- 7 Schulz, E.:
Vorkommnisse und Strahlenunfälle in kerntechnischen Anlagen
Kurt Thiemig Verlag, München, 1966

- 8 Starr, Ch. et al. ;
A Comparison of Public Health Risks:
Nuclear vs Oil-Fired Power Plants, Nuclear News, Okt. 1972

Zu Kapitel 2

- 9 Frewer, H. :
Energieverbund zwischen nuklearen und konventionellen Kraft-
werken
Atomwirtschaft, (1971), S. 345 - 353
- 10 "Zur Sache"
3/71, Themen parlamentarischer Beratung, Umweltschutz (1)
Presse- und Informationszentrum des Deutschen Bundestages
Bonn (1971)
- 11 Auswirkungen der Einleitung von Warmwasser auf die Gewässer,
Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, April 1969
- 12 Studie über die thermische Belastbarkeit der fließenden Ober-
flächengewässer,
Innenministerium des Landes Baden-Württemberg, September 1969
- 13 Gewässerschutztechnische Gesichtspunkte im Zusammenhang mit
der Kühlwasserentnahme und -rückgabe bei konventionell- und
nuklear-thermischen Kraftwerken,
Eidgenössisches Departement des Innern, Bern, März 1968
- 14 Industrial waste Guide on Thermal pollution,
US-Department of the Interior, Washington, September 1968
- 15 Problems in the Design and Operation of Thermal Power Stations,
United Nations, Economic Commission for Europe (1969)

- 16 Krolewski, H.:
Neuere Bauvorhaben im Kraftwerksbau,
Mitteilungen des Franzius-Instituts für Grund- und Wasserbau,
TU Hannover, Heft 37 (1972)
- 17 Krolewski, H.:
Wasserwirtschaftliche Anforderungen zur Kühlwasserversorgung,
VGB-Bautagung 1970, S. 11-21
- 18 Grundlagen für die Beurteilung der Wärmebelastungen von
Gewässern,
Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Arbeitsgruppe "Wärmebe-
lastung der Gewässer" (1971)
- 19 Jansen, P. et al.:
Beitrag zur Analyse der zulässigen Kraftwerksbelegung des
Rheins im Hinblick auf die thermische Belastung,
KFK 1511 (1971)
- 20 Bundesanstalt für Gewässerkunde
(persönliche Mitteilung)
- 21 Hofmann, A.:
Hochspannungsübertragung heute und morgen
Elektrotechnische Zeitschrift, A, Bd. 92 (1971) Nr. 12
S. 663 - 72
- 22 Bergmann, B.; Krämer, H.:
Technischer und wirtschaftlicher Stand sowie Aussichten der
Kernenergie in der Kraftwirtschaft der BRD
1. Teil, Febr. 1972, Jül-827-HT
- 23 Dutt, J.:
Rauchgasentschwefelungsanlagen
Brennstoff-Wärme-Kraft, Bd. 23 (1971), Nr. 8, S. 361 - 67

- 24 Delwig, H.A.:
Analyse der Durchleitungskosten elektrischer Energie,
Energie, Bd. 19 (1971), Nr. 11, S. 356 - 361
- 25 Stehfest, H.:
Modelltheoretische Untersuchungen zur Selbstreinigung von
Fließgewässern
KFK 1654 (1972)
- 26 Die künstliche Belüftung von Oberflächengewässern, Empfeh-
lungen und Hinweise, Arbeitsblatt AW 161, Jan. 1971
herausgegeben vom Kuratorium für Kulturbauwesen der Abwasser-
technischen Vereinigung und dem Deutschen Verein von Gas-
und Wasserfachmännern, ZfGW-Verlag Frankfurt
- 27 Eckoldt, M.:
Der Stand der Entwicklung auf dem Gebiet der künstlichen Be-
lüftung von Oberflächengewässern
Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, 16. Jg. (1972), H. 5
- 28 Stand und Technik der Verfahren zur Trockenem Rückkühlung so-
wie deren wirtschaftliche Aussichten,
Bericht des Battelle-Instituts e.V. für den Minister für
Wirtschaft, Mittelstand und Verkehr des Landes Nordrhein-
Westfalen, Düsseldorf, 1971
- 29 Buxmann, J.:
Luftkühlung für Kondensationsdampfkraftwerke
Technische Überwachung, Bd. 13 (1972), Nr. 4, S. 121 - 126
- 30 Underground Power Transmission
Studie der Arthur D. Little, Inc. für den Electric Research
Council, Oktober 1971

- 31 Bogner, G.; Schmidt, F.:
Supraleitende Kabel für Drehstromübertragung
Elektrotechnische Zeitschrift, A, Bd. 92 (1971), S. 740 - 745
- 32 Bericht über die Auswirkungen der Kühltürme des geplanten
Kernkraftwerkes Kaiseraugst auf die Umwelt
Eidgenössische Kühlturmkommission, Bern, Mai 1972
- 33 Flohn, H.:
Der Wasserhaushalt der Erde
Vortrag auf der Jahrestagung der Gesellschaft Deutscher Natur-
forscher und Ärzte, München, Okt. 1972
- 34 Aurand, K.; Ruf, M; Schikarski, W.; Schwibach, J.:
Environmental exposure due to radionuclides in gaseous and
liquid effluents from nuclear power plants in the Federal
Republic of Germany,
Int. Conf. Peaceful Uses of Atomic Energy, Geneva §/399,
(Sept. 1971)
- 35 Kahn, B. et al.:
Radiological surveillance studies at a boiling water nuclear
reaktor,
UW-HEW-Rep. BRH/DER 70-1 (March 1970)
- 36 Ruf, M.:
Radioökologische Analyse der oberen Donau, Int. Symp. Radio-
ökologie, Rom (September 1971)
- 37 König, L.A.:
Umweltbelastung durch Tritium, KFK-1560 (1972)
- 38 Boehnert, H.; Bonka, H.:
Zu erwartende Tritiumverunreinigung durch Kernreaktoren in
der Luft und im Wasser bei homogener Verteilung bis zum
Jahre 2000, Jül-763-RG (Mai 1971)

- 39 Kernenergie, Informationsschrift der Schweizerischen Vereinigung für Atomenergie (SUA), (Dezember 1971)
- 40 Bayer, A.:
Die altersabhängigen Ingestions-Dosisfaktoren g_G und g_G ,
von Jod 131, KFK-1582 (1972)

Zu Kapitel 3

- 41 Schikarski, W.:
Kernenergie und Umwelt,
Atom und Strom, 18 (1972) 1/2, 37-44
- 42 Kahn, B. et al.:
Radiological surveillance studies at a boiling water nuclear
power reactor, US-HEW-Rep. BRH/DER 70-I (March 1970)
- 43 Kahn, B. et al.:
Radiological surveillance studies at a pressurized water
nuclear power reactor,
US-EPA-Rep. RD 71-1 (Aug. 1971)
- 44 Aurand, K.; Ruf, M.; Schikarski, W.; Schwibach, J.:
Environmental exposure due to radionuclides in gaseous and
liquid effluents from nuclear power plants in the Federal
Republic of Germany,
Int. Conf. Peaceful Uses of Atomic Energy, Geneva P/399
(Sept. 1971)
- 45 Weckesser, A.:
Bau und Betriebserfahrungen mit Leichtwasserreaktoren in der
Bundesrepublik Deutschland, Reaktortagung DATF/KTG,
Hamburg, (April 1972)

- 46 Betriebsergebnisse der deutschen Kernkraftwerke 1971,
Jahresbericht des ABE-Ausschusses im DAtF, Atomwirtschaft -
Atomtechnik, Heft 6 (1972)
- 47 Betriebliche Ableitungen radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen,
IRS-Fachgespräch 1971, Bericht IRS-T-23 (Juli 1972)
- 48 Schikarski, W.; Jansen, P.; Jordan, S.:
An Approach to Comparing Air Pollution from Fossil-Fuel
and Nuclear Power Plants,
Symp. Environmental Aspects of Nuclear Power Stations,
IAEA-SM-146/57, Vienna 1971
- 49 Hasserodt, U.:
Int. Symp. "Chemical and Toxicological Aspects of Environmental Quality", München 1969
- 50 Spengler, G.:
Schwefeloxycide in Rauchgasen und in der Atmosphäre,
VDI-Verlag 1965
- 51 Brocke, W.:
Schwerpunkte der SO₂-Emissionen,
VDI-Berichte Nr. 149, 1970
- 52 Krämer, H.; Bergmann, B.; Wagemann, K.:
Technischer und wirtschaftlicher Stand sowie Aussichten der
Kernenergie in der Kraftwerkstechnik der BRD,
Jül-705-RG, 1970
- 53 Brocke, W.:
Die Luftbelastung durch Emissionen und Immissionen konventioneller Kraftwerke, Vortrag 29.11.71, Karlsruhe

- 54 Selected Materials on Environmental Effects of Producing Power,
Hrsg.: Joint Committee on Atomic Energy, Congress of the
United States 1969
- 55 Peters, W.; Brocke, W. u.a.:
Air Pollution by Flue Gases from Stationary Boilers and
Furnaces in the Federal Republic of Germany, 1971
- 56 VDI-Handbuch, Reinhaltung der Luft, Vol. 1, Reg. No. 2,
VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf, 1969
- 57 Wippermann, F.:
Der Effekt der Meßdauer bei der Ermittlung von Maximal-Kon-
zentrationen eines sich in turbulenter Strömung ausbreiten-
den Gases,
VDI-Forschungsheft 483 (1961) S. 49
- 58 National Air Quality Standard, vgl. APCA-Journal, 21 (1971)
149 und APCA-Journal, 21 (1971) 352
- 59 Stern, A.C.:
Air Pollution, 2nd ed. Vol. III, Academic Press, New York,
London (1968)
- 60 Dimitriades, B.:
Effects of Hydrocarbon and Nitrogen oxides on photochemical
smog formation,
Env. Sci.Technol. 6 (1972) 253
- 61 Israel, J.H.:
Die natürliche Radioaktivität in Boden, Wasser und Luft,
Beiträge zur Physik der Atmosphäre, Bd. 30, S. 177, 1958
- 62 Jacobi, W.; Andre, W.:
The vertical distribution of Radon 222, Radon 220 and their
decay products in the atmosphere, J. Geophys. Res. 68, (1963)
3799

- 63 Brocke, W.; Schade, H.:
Die Luftverunreinigung durch Abgase aus der Verbrennung von
Brennstoffen in stationären Anlagen der Bundesrepublik Deutsch-
land,
Teil I., Staub-Reinhaltung der Luft 31 (1971) 473-478
- 64 Meinecke, J.; Bonnenberg, H.:
Umweltbelastung durch Energieerzeugung in Nordrhein-Westfalen,
KFA-Jülich, interner Bericht, IRE-6-72
- 65 Martell, E.A.:
The size distribution and interaction of radioactive and
natural aerosols in the stratosphere,
Tellus 18 (1966) 486
- 66 Georgii, H.W.:
Beitrag zum Schwefelhaushalt aufgrund von SO₂- und Sulfat-
messungen in der freien Atmosphäre,
Ann. Meteorol. NF 4 (1969) 117
- 67 Georgii, H.W.; Jost, D.:
Untersuchungen über die Verteilung von Spurengasen in der
freien Atmosphäre,
Pure Appl. Geophys. 59 (1964) 217
- 68 Weber, E.:
Contribution to the residence time of sulfur dioxide in a
polluted atmosphere,
J. Geophys. Res., 75 (1970) 2909
- 69 Georgii, H.W.:
Contribution to the atmospheric sulfur budget,
J. Geophys. Res., 75 (1970) 2365

- 70 Junge, C.E.:
Air Chemistry and Radioactivity,
Acad. Press, N.Y., London 1963 Meetham, A.R. Quart, J. Roy.
Meteorol. Soc. 76 (1950) 359
- 72 Robinson, R.; Robbins, R.C.:
Gaseous sulfur pollutants from urban and natural sources,
APCA Journal, 20 (1970) 233
- 73 Burton, V.M.; Stewart, N.G.:
Use of long-lived natural radioactivity as an atmospheric
tracer,
Nature 186 (1960) 584
- 74 Blifford, J.H.; Lockhart, L.B.; Rosenstock, H.B.:
On the natural radioactivity in the air, J. Geophys. Res. 57
(1952) 499
- 75 Georgii, H.W.; Jost, D.:
Untersuchung über die Verteilung von Spurengasen in der frei-
en Atmosphäre,
Pure Appl. Geophys. 59 (1964) 217
- 76 Robinson, E.; Robbins, R.C.:
Gaseous nitrogen compound pollutants from urban and natural
sources, APCA Journal 20 (1970) 303
- 77 Dimitriades, B.; Whismann, M.:
Carbon monoxide in lower Atmosphere reactions,
Env. Sci. Technol. 5 (1971) 219
- 78 Crutzen, P.J.; Jones, T.N.; Wane, R.P.:
Calculation of $[O_2(^1\Delta_g)]$ in the Atmosphere using new Labora-
tory Data, J. Geophys. Rs. 76 (1971) 1490

- 79 Blifford, J.H. Jr.:
Tropospheric Aerosols,
J. Geophys. Res. 75, (1970) 3099
- 80 Weickmann, H.:
Recent measurements of the vertical distribution of Aitken
nuclei, in Artificial Stimulation of Rain,
New York, Pergamon Press 1957
- 81 Jansen, P.; Jordan, S.; Schikarski, W.:
Vergleichende Modelltheorie der atmosphärischen Schadstoff-
belastungen durch Kraftwerke,
Staub-Reinhaltung der Luft, Nov. 1972
- 82 Vogel, F.:
Der Fortschritt als Gefahr und Chance für die genetische Be-
schaffenheit des Menschen,
Vortrag auf der Jahrestagung der Gesellschaft Deutscher Natur-
forscher und Ärzte, München, Okt. 1972
- 83 Henschler, D.:
Veränderungen der Umwelt- Toxikologische Probleme,
Vortrag auf der Jahrestagung der Gesellschaft Deutscher
Naturforscher und Ärzte, München, Okt. 1972
- 84 Materialien zum Umweltprogramm der Bundesregierung 1971,
Deutscher Bundestag, VI/2710, Kap. VII
- 85 Brocke, W.; Peters, W. et al.:
Air Pollution by Flue Gases from Stationary Boilers and
Furnaces in the FRG, OECD 1971
- 86 Engelhardt, H.; Manthey, Ch.; Eickhoff, G.:
Veränderung der Umweltbelastung durch den Einsatz von Hoch-
temperaturreaktoren
KFA - IRE - 20 - 72

- 87 Schwegmann, P.:
Modellstudie über Kosten und Wirtschaftlichkeit möglicher
Kombinationen von Industrieanlagen mit dem HTR als Energie-
quelle
JÜL-RG-842
- 88 VDI
VDI-Richtlinie, Nr. 2090, 1961
- 89 Bundesministerium des Innern:
Materialien zum Umweltprogramm der Bundesregierung 1972
Bericht der Projektgruppe Energie
Beilage zur Bundestagsdrucksache VI/2710
- 90 Schaefer, H.:
Energietechnik und Umwelt
BWK 24 (1972), Nr. 7
- 91 Meinecke, J.; Bonnenberg, H.:
Umweltbelastung durch Energieerzeugung in NRW
KFA-Jülich, Interner Bericht IRE-6-72
- 92 Die Motorisierung am Beginn ihrer zweiten Entwicklungsphase
Aktuelle Wirtschaftsanalysen Dt. Shell AG/5
- 93 The drive to control auto emissions
Env. Sc. Techn., Vol 5, No. 6, 1971
- 94 VDA-Handbuch
Tatsachen und Zahlen aus der Kraftverkehrswirtschaft 1969/70
- 95 Halbritter, G.:
Einführung in das Problem "Kraftverkehr und Umwelt"
KFK 1614, Mai 1972

Zu Kapitel 4

- 96 GOV/1529
Regulations for the Safe Transport of Radioactive Materials
(1972) (Neuester Revisionsvorschlag, der aber noch nicht die
Zustimmung aller IAEA Vertragsstaaten gefunden hat).
- 97 EUR 3485e, f
Examination of the IAEA Regulations for the Safe Transport
of Radioactive Materials.
- 98 Jordan, H.:
MUNDO II. A Computer Program for Determining the Neighborhood
Radiation Dose due to a Reactor Accident or arbitrary Radi-
ation Source.
KFK 1710 (in Vorbereitung)
- 99 Lindackers, K.H. u.a.:
Kernenergie, Nutzen und Risiko
Deutsche Verlagsanstalt Stuttgart (1970)
- 100 Krause, H.; Nentwich, O.:
Dekontamination radioaktiver Abwässer im Kernforschungszen-
trum Karlsruhe.
Chemie-Ingenieur-Technik, 40, H,6 (1968) 301-305
- 101 Kluger, W.; Krause, H.; Nentwich, O.:
Fixing of radioactive residues in bitumen.
Contribution to the IAEA Panel in Dubna, Dec. 9-13, 1968,
KFK-1037 (1969)
- 102 Hempelmann, W.; Krause, H.:
Behandlung der festen radioaktiven Abfälle im Kernforschungs-
zentrum Karlsruhe,
Chemie-Ingenieur-Technik, 42, H.9/10 (1970) 645-653,
KFK-1224 (1970)

- 103 Bähr, W.; Hempelmann, W.; Krause, H.; Nentwich, O.:
Experience in the treatment of low- and intermediate-level
radioactive wastes in the Nuclear Research Centre, Karlsruhe.
Management of Low- and Intermediate-Level Radioactive Wastes
(Proc. Symp. Aix-en-Provence 1970), IAEA, Vienna, STI/PUB/264
(1970) 461-484
- 104 Bähr, W.; Diefenbacher, W.; Hild, W.; Krause, H.:
Überblick über die Betriebsanlagen und Entwicklungsarbeiten
zur Behandlung und Beseitigung radioaktiver Abfälle im Kern-
forschungszentrum Karlsruhe
KFK-1455 (1971)
- 105 Schwibach, J.:
Research on the permanent disposal of radioactive wastes in
salt formations in the Federal Republic of Germany.
Disposal of Radioactive Wastes into the Ground (Proc. Symp.
Vienna 1967), IAEA, Vienna, STI/PUN/156 (1967) 465-477
- 106 Krause, H.; Ramdohr, H.; Schuchardt, M.C.:
Project for storing radioactive wastes in a salt cavity.
ibid. 479-494
- 107 Krause, H.; Ramdohr, H.; Böhme, G.; Albrecht, E.:
Experimental storage of radioactive wastes in the Asse II
salt mine.
ibid. 519-531
- 108 Albrecht, E.; Kühn, K.; Perzl, F. (GSF); Diefenbacher, W.;
Heil, J.; Krause, H.; Schuchardt, H. M.C. GfK)
Disposal of radioactive wastes by storage in a salt mine in
the Federal Republic of Germany.
Management of Low- and Intermediate-Level Radioactive Wastes
(Proc. Symp. Aix-en-Provence 1970), IAEA, Vienna, STI/PUB/264
(1970) 753-771

- 109 Holtzem, H.; Schwibach, J.;
Probleme der Beseitigung radioaktiver Abfälle in Deutschland,
Atomwirtschaft, 12 (1967) 412-417
- 110 Holtzem, H.; Schwibach, J.:
Können die radioaktiven Abfälle vieler Kernkraftwerke noch
bewältigt werden?
Atomwirtschaft, 13 (1968) 582-584
- 111 Ramdohr, H.:
Brennstoffzyklus und radioaktive Abfälle.
Kerntechnik, 11 (1969) 269-276
- 112 Krause, H.; Perzl, F.:
Behandlung und Beseitigung radioaktiver Abfälle.
Haus der Technik-Vortragsveröffentlichungen, Heft 214
"Der nukleare Brennstoffkreislauf" (1969) 70-84
- 113 Albrecht, E.; Kolditz, H.; Kühn, K.; Trabandt, H.E. (GSF);
Hepp, H.; Kluger, W.; Krause, H. (GfK):
Endlagerung radioaktiver Rückstände.
Schriftenreihe des Deutschen Atomforums, Heft 16,
Deutsches Atomforum e.V., Bonn (1969)
- 114 Aurand, K.; Schwibach, J.; Wolter, R.; Krause, H.:
Management of low- and intermediate-level radioactive liquid
and solid wastes in the Federal Republic of Germany.
Management of Low- and Intermediate-Level Radioactive Wastes
(Proc. Symp. Aix-en-Provence 1970), IAEA, Vienna, STI/PUB/264
(1970) 101-113
- 115 Krause, H.:
Behandlung und Endlagerung radioaktiver Rückstände.
Atomwirtschaft, 16 (1971) 461-467

- 116 Krause, H.; Kühn, K.; Levi, H.W.; Merz, E. et al.:
The actual status of the treatment and final storage of radio-
active wastes in the Federal Republic of Germany.
AED-CONF-71-100-40 (1971)
- 117 König, L.A.:
Umweltbelastung durch Tritium,
Karlsruhe, KFK-1560, Februar 1972
- 118 Boehnert, R.; Bonka, H.:
Zu erwartende Tritiumverunreinigung durch Kernreaktoren in
der Luft und im Wasser bei homogener Verteilung bis zum
Jahre 2000,
Bericht Kernforschungsanlage Jülich - 763 - RG, Mai 1971
- 119 Schwibach, J.:
Strahlenschutzrichtwerte für die Genehmigung der Ableitung
radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen,
in IRS-T-23 (Juli 1972)
- 120 Schröder, J.; Münnich, K.O.:
Krypton ⁸⁵ in the troposphere,
Nature, Vol. 233, Oct. 1971, Seite 614
- 121 Kirk, W.:
Krypton ⁸⁵, A Review of the Literature and an Analysis of
Radiation Hazards, Environmental Protection Agency, Office of
Research and Monitoring, Jan. 1972
- 122 Man's Impact on the Global Environment, Report of the Study of
Critical Environmental Problems, MIT Press, Cambridge,
Mass. 1970
- 123 Wagener, K.:
Nachr. Chem. Techn. 20, 1972, Nr. 9

- 124 Young, J.A.; Fairhall, A.W.:
Radocarbon from Nuclear Weapons Tests,
J. Geopl. Res., Vol. 73, No. 4, Febr. 68, p.1185
- 125 Singer, S.F.:
Human Energy Production as a Process in the Biosphere,
Sc. Am. Sept. 1970, S. 112-132