



KfK 3000
September 1980

Vergleich der verschiedenen Entsorgungsalternativen und Beurteilung ihrer Realisierbarkeit

Studie „Entsorgungsalternativen“

Leiter der Studie: K. D. Closs

Kernforschungszentrum Karlsruhe



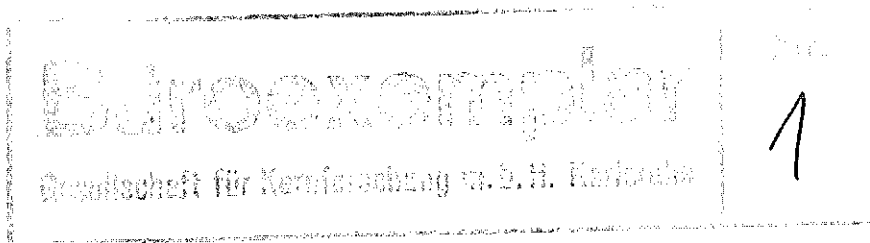
KERNFORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE

K f K 3 0 0 0

VERGLEICH DER VERSCHIEDENEN ENTSORGUNGALTERNATIVEN UND
BEURTEILUNG IHRER REALISIERBARKEIT

Studie "Entsorgungsalternativen"

Leiter der Studie: K.D. Closs



Diese Studie wurde im Auftrag des Bundesministeriums für
Forschung und Technologie durchgeführt
Förderkennzeichen: KWA 2030

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

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

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH
ISSN 0303-4003

Zu dieser Studie lieferten Beiträge:

KERNFORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE

K. Baetke	P. Hofmann	E. Smailos
G. Baumgärtel	P. Jansen	A. Spiegl
W. Bechthold	L. Kahl	L. Stieglitz
R. Becker	R. Köster	H. Tangen
K.D. Closs	E. Korthaus	P. Vejmelka
T. Dippel	R. Kraemer	H.W. Wiese
H.J. Engelmann	H. Krause	D. Wintzer
P.-M. Fischer	U. Riege	H. Würz
U. Fischer	G. Schubert	H. Zimmermann
H.O. Haug		

BATTELLE INSTITUT FRANKFURT

H. Binder	R. Knödler	F. Merz
-----------	------------	---------

DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR WIEDERAUFARBEITUNG VON KERNBRENNSTOFFEN HANNOVER

C.W. Ebel

ELEKTROWATT INGENIEURUNTERNEHMUNG ZÜRICH

H. Bunschli	K. Fekete	F. Hoop
B. Couson		U. Jörg

ECN NETHERLANDS ENERGY RESEARCH FOUNDATION

B. Verkerk

HAHN-MEITNER-INSTITUT FÜR KERNFORSCHUNG BERLIN

W. Lutze	K.-E. Maass
----------	-------------

KRAFTWERK UNION OFFENBACH, ERLANGEN, KARLSTEIN

R. Bokelmann	W. Erlebach	G. Kaspar
R.D. Dörfelt	E. Friesen	M. Peehs
G. Eigenwillig		R. Würtz

NUKEM HANAU

R. van Hecke	W. Schulmeyer	R. Vötsch
H. Quillmann		H. Zehner

SIEMAG TRANSPLAN NETPHEN

D. Denk	J. Gertzen	P. Kipka
J. Fuhrmann		K. Simmich

Abstrakt

In der vorliegenden Studie, die das Kernforschungszentrum Karlsruhe unter Beteiligung einer Reihe anderer Forschungseinrichtungen und Firmen im Auftrag des Bundesministeriums für Forschung und Technologie durchführte, werden die beiden Entsorgungsalternativen "integriertes Entsorgungskonzept" (Wiederaufarbeitung, Rückführung von Uran und Plutonium) und "direkte Endlagerung abgebrannter Brennelemente" unter technischen, sicherheitstechnischen, ökologischen und energiepolitischen Gesichtspunkten sowie im Hinblick auf die von diesen Konzepten ausgehende Proliferationsgefahr miteinander verglichen. Ein Gesamtvergleich der beiden Entsorgungskonzepte bzw. der beiden Brennstoffkreisläufe ist zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht möglich, da vorher noch eine Reihe von Detailfragen zu klären sind. Die Studie gibt daher auch an, welche Forschungsarbeiten auf dem Gebiet der direkten Endlagerung abgebrannter Brennelemente in den nächsten Jahren noch geleistet werden müssen, damit der von den Regierungschefs von Bund und Ländern für Mitte der achtziger Jahre geforderte sicherheitstechnische Vergleich der beiden Entsorgungsalternativen durchgeführt werden kann.

Comparison of Different Back End Fuel Cycle Concepts and Evaluation of their Feasibility

Abstract

This Study, which was written by the Karlsruhe Nuclear Research Center with the participation of a number of other research establishments and industries on behalf of the Federal Ministry for Research and Technology, represents a comparison between the two alternative back end fuel cycle concepts, i.e., the "integrated back end fuel cycle concept" (reprocessing, recycling of uranium and plutonium) and the "spent fuel disposal concept", under aspects of technical feasibility, radiation accidents, radiological impact, and energy policy as well as with respect of the proliferation hazards issuing from each of these concepts. An overall comparison of the two back end fuel cycle concepts and the two fuel cycles, respectively, is not yet feasible at the present time, pending clarification of a number of problems of detail. For this reason, the Study also indicates the research activities that must still be carried out on spent fuel disposal in the next few years, in order to allow the comparison of the two back end fuel cycle alternatives to be carried out with respect to safety, as demanded by the heads of government of the Federal Republic and the Federal States for the mid-eighties.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	I
Summary	XI
1. Einleitung	1 - 1
1.1 Allgemeine Einführung	1 - 1
1.2 Zielsetzung der Studie	1 - 3
1.3 Vorgaben für die Studie	1 - 4
2. Charakterisierung abgebrannter Brennelemente	2 - 1
2.1 Technische Beschreibung von LWR-Brennelementen	2 - 1
2.2 Eigenschaften von abgebrannten Brennelementen	2 - 2
2.3 Unterschiede zwischen rezyklierten und nicht rezyklierten Brennelementen	2 - 3
3. Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente	3 - 1
3.1 Oberirdische Zwischenlagerung	3 - 2
3.1.1 Technische Beschreibung der Lagerung	3 - 2
3.1.1.1 Naßlagerung	3 - 2
3.1.1.2 Trockenlagerung	3 - 4
3.1.2 Verhalten abgebrannter Brennelemente	3 - 6
3.1.2.1 Naßlagerung	3 - 6
3.1.2.2 Trockenlagerung	3 - 7
3.1.3 Verhalten der Anlagenwerkstoffe	3 - 9
3.1.4 Emissionen, Strahlenbelastung, Betriebsabfälle	3 - 9
3.1.4.1 Naßlagerung	3 - 9
3.1.4.2 Trockenlagerung	3 - 10
3.1.5 Störfälle und ihre Auswirkungen	3 - 11
3.2 Zwischenlagerung in tiefen geologischen Formationen	3 - 13
3.2.1 Randbedingungen für das Zwischenlagerkonzept	3 - 13
3.2.2 Technische Beschreibung des Zwischenlagers	3 - 14
3.2.2.1 Bohrlochlagerung	3 - 14
3.2.2.2 Behälterlagerung	3 - 16
3.2.3 Verhalten des Zwischenlagers im Normalbetrieb	3 - 17
3.2.4 Störfälle und ihre Auswirkungen	3 - 18
3.3 Kosten der Zwischenlagerung	3 - 20
3.4 Bedarf an Zwischenlagerkapazität für die Bundesrepublik Deutschland	3 - 21
3.4.1 Kernenergieszenarium	3 - 21
3.4.2 Anfall an abgebrannten Brennelementen und Bedarf an Zwischenlagern	3 - 23
3.5 Erforderliche Entwicklungsarbeiten	3 - 26

4.	Verarbeitung abgebrannter Brennelemente	4 - 1
4.1	Beschreibung der Standardverfahren	4 - 1
4.1.1	Wiederaufarbeitung, Refabrikation, Abfallbehandlung	4 - 1
4.1.2	Konditionierung von Brennelementen	4 - 3
4.2	Bisherige Erfahrungen und Konzepte in verschiedenen Ländern	4 - 5
4.2.1	Wiederaufarbeitung, Refabrikation, Abfallbehandlung	4 - 5
4.2.2	Konditionierung von Brennelementen	4 - 7
4.2.2.1	Kanada	4 - 8
4.2.2.2	USA	4 - 9
4.2.2.3	Schweden	4 - 11
4.3	Referenzkonzepte für die Bundesrepublik Deutschland	4 - 17
4.3.1	Wiederaufarbeitung, Refabrikation, Abfallbehandlung	4 - 17
4.3.2	Konditionierung von Brennelementen	4 - 23
4.3.2.1	Anforderungen an den Endlagerbehälter	4 - 23
4.3.2.2	Vorschlag für einen Endlagerbehälter	4 - 26
4.3.2.3	Konditionierungsverfahren	4 - 29
4.3.2.4	Zeitraumen für eine technische Realisierung	4 - 32
4.4	Vergleich der beiden Verarbeitungsverfahren	4 - 33
4.4.1	Unterschiede in den Produkten	4 - 33
4.4.2	Vergleich der Prozesse und Abfallmengen	4 - 36
4.4.3	Emissionen im Normalbetrieb	4 - 38
4.4.4	Strahlenbelastung des Betriebspersonals	4 - 39
4.4.5	Störfälle und ihre Auswirkungen	4 - 40
4.4.6	Kosten	4 - 41
4.5	Erforderliche Forschungs- und Entwicklungsarbeiten	4 - 42
5.	Endlagerung	5 - 1
5.1	Erfahrungen und Programme zur Endlagerung radioaktiver Abfälle	5 - 3
5.2	Konzepte zur Endlagerung abgebrannter Brennelemente	5 - 10
5.3	Referenzkonzepte für die Bundesrepublik Deutschland	5 - 16
5.3.1	PTB-Konzept	5 - 17
5.3.2	Endlager für abgebrannte Brennelemente	5 - 20
5.3.2.1	Vorgabedaten für das Endlagerbergwerk	5 - 20
5.3.2.2	Technische Beschreibung des Endlagers	5 - 21
5.3.2.3	Vergleich mit dem PTB-Konzept	5 - 23
5.3.2.4	Zeitraumen für eine technische Realisierung	5 - 24

5.4	Vergleich der beiden Endlagerkonzepte	5 - 25
5.4.1	Emissionen im Normalbetrieb	5 - 25
5.4.2	Strahlenbelastung des Betriebspersonals	5 - 27
5.4.3	Betriebliche Störfälle und ihre Auswirkungen	5 - 29
5.4.4	Radiotoxizität der Abfälle	5 - 31
5.4.5	Kritikalität	5 - 32
5.4.6	Thermische und thermomechanische Aspekte	5 - 34
	5.4.6.1 Referenzkonzepte	5 - 35
	5.4.6.2 Alternative Endlager für abgebrannte Brennelemente	5 - 37
5.4.7	Stabilität der Abfallprodukte im Endlager	5 - 39
5.4.8	Langzeitgefährdung	5 - 44
5.4.9	Kosten	5 - 46
5.5	Erforderliche Forschungs- und Entwicklungsarbeiten	5 - 47
6.	Energie-, rohstoff- und technologiepolitische Gesichtspunkte	6 - 1
6.1	Energiepolitische Aspekte	6 - 1
6.1.1	Bedarf an Natururan in der Bundesrepublik Deutschland	6 - 1
	6.1.1.1 Direkte Endlagerung abgebrannter Brennelemente	6 - 1
	6.1.1.2 Senkung des Uranbedarfs ohne Wiederaufarbeitung	6 - 2
	6.1.1.3 Senkung des Uranbedarfs durch thermisches Rezyklieren	6 - 2
	6.1.1.4 Einführung schneller Brutreaktoren	6 - 6
6.1.2	Deckung des Bedarfs an Natururan	6 - 9
	6.1.2.1 Nationale und internationale Versorgungsbasis	6 - 9
	6.1.2.2 Entwicklung des weltweiten Uranbedarfs	6 - 10
	6.1.2.3 Verteilungspolitische Gesichtspunkte	6 - 11
6.1.3	Einsparung von Devisen durch Maßnahmen zur Verringerung des Uranbedarfs	6 - 12
6.2	Verbrauch an Rohstoffen für die Brennelementbehälter	6 - 14
6.3	Technologiepolitische Aspekte	6 - 15
7.	Mißbrauch von spaltbarem Material	7 - 1
7.1	Zusammenfassung der Ergebnisse von INFCE	7 - 1
7.2	Selbstschutzwirkung abgebrannter Brennelemente	7 - 4
7.3	Begrenzung der Pu-Mengen durch Rückführung des Pu	7 - 7

Zusammenfassung

In der vorliegenden Studie, die das Kernforschungszentrum Karlsruhe unter Beteiligung einer Reihe anderer Forschungseinrichtungen und Firmen im Auftrag des Bundesministeriums für Forschung und Technologie durchführte, werden die beiden Entsorgungsalternativen "integriertes Entsorgungskonzept" (Wiederaufarbeitung, Rückführung von Uran und Plutonium) und "direkte Endlagerung abgebrannter Brennelemente" unter technischen, sicherheitstechnischen, ökologischen und energiepolitischen Gesichtspunkten sowie im Hinblick auf die von diesen Konzepten ausgehende Proliferationsgefahr miteinander verglichen. Als Endlagerformation wird Steinsalz betrachtet. Ein Gesamtvergleich der beiden Entsorgungskonzepte bzw. der beiden Brennstoffkreisläufe ist zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht möglich, da vorher noch eine Reihe von Detailfragen zu klären sind. Die Studie beschränkt sich daher im wesentlichen auf einen Vergleich der einzelnen Teilschritte der beiden Entsorgungskonzepte und macht deutlich, welche Forschungsarbeiten auf dem Gebiet der direkten Endlagerung abgebrannter Brennelemente in den nächsten Jahren noch geleistet werden müssen, damit der von den Regierungschefs von Bund und Ländern für Mitte der achtziger Jahre geforderte sicherheitstechnische Vergleich der beiden Entsorgungsalternativen durchgeführt werden kann.

Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente

Die aus den Kernreaktoren entladenen abgebrannten Brennelemente werden bei beiden Entsorgungsalternativen vor ihrer Weiterverarbeitung zunächst einige Jahre zwischengelagert. Dabei nimmt ihre Radioaktivität und Wärmeleistung stark ab, so daß sich wesentliche Erleichterungen bei den sich anschließenden Verarbeitungsschritten ergeben.

Für die Zwischenlagerung steht mit der seit einigen Jahrzehnten erprobten NaBlagerung eine Technik zur Verfügung, die auch für Zwischenlagerzeiten von mehreren Jahrzehnten alle an sie gestellten sicherheitstechnischen Anforderungen erfüllen kann. Mit der Trockenlagerung, die für die einzelnen Konzepte (Behälterlager bzw. Blocklager) einen unterschiedlichen Entwicklungsstand aufweist, bietet sich mittelfristig eine attraktive Alternative an. Sofern bestimmte Maximaltemperaturen der Brennelemente bei der Einlagerung nicht überschritten werden, dürften sich auch mit dieser Art der

Zwischenlagerung Lagerzeiten von mehreren Jahrzehnten erzielen lassen, ohne daß es zu einer Schädigung der Brennelemente kommen sollte.

Neben der Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente in oberirdischen Anlagen geht die Studie auch auf die Möglichkeit einer Zwischenlagerung in einer unterirdischen Salzformation ein. Aufgrund der offenen Bohrlöcher und Strecken im Bergwerk, die aus Gründen der Rückholbarkeit notwendig sind, und der Bewetterung der Strecken, die aus Gründen der Wärmeabfuhr erforderlich ist, besteht eine direkte Verbindung mit über Tage. Die Vorteile, die eine geologische Formation bietet, können daher bei der Zwischenlagerung nicht in gleicher Weise genutzt werden wie bei der Endlagerung radioaktiver Abfälle. Die sicherheitstechnischen Bedenken, die gegen dieses Konzept sprechen, die höhere Strahlenbelastung des Betriebspersonals, die schwierige Rückholbarkeit sowie die späte Realisierungsmöglichkeit dieses Zwischenlagerkonzeptes (Inbetriebnahme des Zwischenlagers frühestens Ende der neunziger Jahre) lassen diese Art der Zwischenlagerung wenig attraktiv erscheinen gegenüber der oberirdischen Naß- und Trockenlagerung.

Die Kosten für die Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente machen nur einen geringen Bruchteil der Brennstoffkreislaufkosten aus. Zwischenlagerzeiten von einigen Jahrzehnten belasten die Stromgestehungskosten nur mit einigen Zehntel Pfennigen pro kWh.

Durch die Verzögerungen beim Bau von Entsorgungsanlagen werden sich in der Bundesrepublik Deutschland um die Jahrtausendwende mehrere Tausend Tonnen abgebrannter Brennelemente in den Abklingbecken der Kernkraftwerke und in externen Zwischenlagern befinden. Selbst bei einem in Zukunft zügigen Ausbau von Entsorgungsanlagen muß mit einem Zeitraum von einigen Jahrzehnten gerechnet werden, bis alle zwischengelagerten Brennelemente weiterverarbeitet sind.

Verarbeitung abgebrannter Brennelemente

Bei der Verarbeitung abgebrannter Brennelemente steht mit der Wiederaufarbeitung, der Behandlung der radioaktiven Abfälle sowie der Herstellung von Mischoxidbrennelementen eine in fast allen Verfahrensschritten bereits im technischen Maßstab bewährte Entsorgungstechnologie zur Verfügung.

Demgegenüber zeigen die in Kanada, USA und Schweden vorgeschlagenen Konzepte zur Konditionierung abgebrannter Brennelemente zum Zwecke der Endlagerung einen bedeutend geringeren Entwicklungsstand. Bisher wurde weltweit noch kein einziges Brennelemente zu einem endlagerfähigen Produkt verarbeitet. Während in Schweden vorwiegend Konzeptstudien für diese Entsorgungsalternative durchgeführt wurden, erfolgte eine Konditionierung von abgebrannten Brennelementen in Kanada und USA bisher ausschließlich zum Zwecke der versuchsweisen Zwischenlagerung. Die dafür entwickelten Konditionierungs- und Handhabungstechniken lassen sich jedoch zum großen Teil auch bei der Herstellung und Handhabung endlagergerechter Produkte verwenden.

Das zum Zwecke des Vergleichs im Rahmen der Studie vorgeschlagene Konditionierungsverfahren für abgebrannte Brennelemente geht von der Verpackung unzerlegter Brennelemente aus. Weitergehende Konditionierungsverfahren wie z.B. Zerlegen der Brennelemente, Abtrennen der Spaltgase oder Kürzen der Brennstäbe wurden nicht näher untersucht, da diese Verfahren nach bisherigen Überlegungen keine wesentlichen Vorteile erkennen lassen. Der Behälter, in den die abgebrannten Brennelemente verpackt werden, muß im Endlager aus mehreren Gründen eine langfristige Barrierenfunktion übernehmen. Als erforderlichen Zeitraum für die Behälterintegrität wurden im Rahmen der Studie auch für den Fall des postulierten Störfalls "Wassereinbruch in das Endlager" 1000 Jahre angesetzt. Damit kommt der Langzeitkorrosionsbeständigkeit der Behälterwerkstoffe eine entscheidende Bedeutung zu. Eine Reihe von Werkstoffen, die in der Studie aufgeführt werden, können wahrscheinlich diese Forderungen erfüllen, jedoch sind zur endgültigen Beurteilung und zum Nachweis der Korrosionsbeständigkeit unter endlagerrelevanten Bedingungen noch umfangreiche Untersuchungen erforderlich.

Das zugrundegelegte Verfahren zur Verpackung kompletter Brennelemente ist verfahrenstechnisch relativ einfach. Alle dazu benötigten technischen Einrichtungen sind weitgehend entwickelt bzw. bereits Stand der Technik, sie müssen jedoch auf die speziellen Verhältnisse angepaßt werden.

Ein Vergleich des vorgeschlagenen Konditionierungsverfahrens für abgebrannte Brennelemente mit einer Wiederaufarbeitung nach dem neuen Konzept der DWK zeigt, daß im Falle der Konditionierung von Brennelementen größere Abfall-

volumina im Bereich der hochaktiven Abfälle, dafür aber bedeutend geringere Abfallvolumina im Bereich der mittel- und schwachaktiven Abfälle als im Falle der Wiederaufarbeitung auftreten. Sowohl bei der Konditionierung von Brennelementen als auch bei der Wiederaufarbeitung werden die Emissionen an gasförmigen und leicht flüchtigen Radionukliden aus den entsprechenden Anlagen im Normalbetrieb unter den zulässigen Grenzwerten liegen, wobei erste Überschlagsrechnungen zeigen, daß die Emissionen aus einer Konditionierungsanlage geringer sind. Nähere Angaben zur Strahlenbelastung des Betriebspersonals, zu möglichen Störfällen und ihren Auswirkungen sowie zu den Kosten können zur Zeit für die Konditionierung von Brennelementen noch nicht gemacht werden. Nach den bisher vorliegenden Störfallanalysen für die im Ausland praktizierten bzw. konzipierten Konditionierungsverfahren für abgebrannte Brennelemente können jedoch Störfälle in der Anlage auch ohne aufwendige technische Maßnahmen sicher beherrscht werden.

Das Abfallprodukt "konditioniertes Brennelement" weist gegenüber dem Abfallprodukt "HAW-Glaszylinder" eine Reihe von Unterschieden auf wie z.B. höherer Anteil an Aktiniden, Vorhandensein von Spaltgasen, höherer "Rohstoffwert" und größere spezifische Oberfläche. Ferner neigt der Brennstoff bei Temperaturen oberhalb 200 °C und Zutritt von Luft zur Aufoxidation. Ob und gegebenenfalls welche Konsequenzen sich daraus für den Transport und die Endlagerung ergeben, wurde anhand des derzeitigen Kenntnisstandes analysiert, jedoch sind für belastbare Aussagen noch eine Reihe von Untersuchungen erforderlich.

Endlagerung

Auf dem Gebiet der Endlagerung radioaktiver Abfälle liegen mit der Endlagerung von schwach- und mittelaktiven Abfällen weltweit umfangreiche Erfahrungen im technischen Maßstab vor. Die Endlagerung von hochaktiven Abfällen (entweder Wiederaufarbeitungsabfälle oder abgebrannte Brennelemente) hat diesen Entwicklungsstand noch nicht erreicht. Demonstrationsversuche wurden jedoch in Granit begonnen und sind in anderen geologischen Formationen für die nächsten Jahre geplant.

Das im Rahmen der Studie vorgeschlagene Konzept für ein Endlager für abgebrannte Brennelemente orientiert sich in seiner Auslegung an dem Konzept der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt für das in Gorleben geplante End-

lager für Wiederaufarbeitungsabfälle, wobei auch die gleiche Einlagerungsgrundfläche zugrundegelegt wurde. Obwohl wegen des geringeren Anfalls schwach- und mittelaktiver Abfälle bei der Brennelementkonditionierung für die Endlagerung von abgebrannten Brennelementen auch der Teil des Salzstockes zur Verfügung stünde, der sonst für die schwach- und mittelaktiven Wiederaufarbeitungsabfälle vorgesehen ist, lassen sich im Falle der Endlagerung von abgebrannten Brennelementen nur dann die gleichen Abfallmengen (1400 Jato x 50 Jahre) bei einer Einlagerungsebene wie im Falle der Wiederaufarbeitungsabfälle unterbringen, wenn drei Brennelemente pro Bohrloch eingelagert werden und der Bohrlochabstand 3 m beträgt. Bei der Einlagerung von drei Brennelementen pro Bohrloch ist die Gefahr einer Kritikalität im Bohrloch nicht gegeben. Ob ein Bohrlochabstand von 3 m bohrtechnisch realisiert werden kann, bedarf noch einer genaueren Prüfung. Alternativ zu diesem Konzept wäre ein Mehrsohlenbetrieb denkbar, für den jedoch genauere gebirgsmechanische Analysen noch ausstehen.

Über die Emission von Radionukliden aus dem Endlagerbergwerk für abgebrannte Brennelemente während der Einlagerungsphase (Normalbetrieb) und die daraus resultierende Strahlenbelastung der Bevölkerung können zur Zeit noch keine verbindlichen Angaben gemacht werden. Die Kollektivdosis des Betriebspersonals durch Direktstrahlung dürfte aufgrund der größeren Abfallmengen bei der Einlagerung von Wiederaufarbeitungsabfällen höher liegen als bei der Einlagerung von abgebrannten Brennelementen, jedoch ist im Falle der Endlagerung abgebrannter Brennelemente wahrscheinlich mit einer zusätzlichen Strahlenbelastung des Betriebspersonals durch Spaltgase und leicht flüchtige Spaltprodukte aus undichten Brennelementbehältern zu rechnen.

Störfälle während des Einlagerungsbetriebes und ihre Auswirkungen bedürfen einer eingehenden Analyse, sobald ein detailliertes technisches Konzept des Endlagers für abgebrannte Brennelemente vorliegt. Erste Abschätzungen zeigen, daß bei Störfällen mit starken mechanischen Einwirkungen (z.B. Absturz eines Behälters im Schacht) konditionierte Brennelemente aufgrund des nicht abgetrennten Plutoniums unter Umständen zu einer stärkeren radiologischen Gefährdung führen als Wiederaufarbeitungsabfälle.

Aufgrund des nicht abgetrennten Urans und Plutoniums geht von abgebrannten Brennelementen im Endlager grundsätzlich eine höhere potentielle Langzeit-

gefährdung aus als von Wiederaufarbeitungsabfällen. Eine Aussage über eine tatsächliche Gefährdung im Falle von Störfällen kann jedoch nicht allein durch die Betrachtung der Radiotoxizität der Abfälle gemacht werden. Die bisher durchgeführten Störfallanalysen zur Freisetzung von Radionukliden aus einem verfüllten Endlager zeigen, daß die Transportzeiten von Radionukliden in die Biosphäre extrem lang sind, so daß eine mögliche radiologische Belastung zukünftiger Generationen weitgehend auf das Radium-226, ein Tochterisotop des Uran-238 zurückzuführen ist. Demzufolge geht von endgelagerten Brennelementen vorwiegend aufgrund der größeren Uranmenge eine höhere radiologische Belastung aus als von Wiederaufarbeitungsabfällen. Die berechneten Strahlendosen als Folge einer Freisetzung der radioaktiven Stoffe aus einem Endlager liegen jedoch noch unter bzw. im Bereich der natürlichen Strahlenbelastung, so daß sich zwischen den beiden Entsorgungsalternativen höchstens graduelle aber keine prinzipiellen Unterschiede in der Langzeitgefährdung ergeben. Über die Auswirkung von Störfällen während der Betriebsphase des Bergwerks liegen bedeutend weniger Analysen vor. Hier sind in den nächsten Jahren noch umfangreiche Arbeiten erforderlich.

Bezüglich der Kritikalitätssicherheit bietet ein Endlager für abgebrannte Brennelemente in Salz wesentliche Vorteile gegenüber einem Endlager in anderen geologischen Formationen, da Chlor ein starker Neutronenabsorber ist. Die Gefahr einer Kritikalität ist in diesem Fall nur dann gegeben, wenn es zu einer selektiven Anreicherung des Plutoniums aus vielen Brennelementen kommt. Mechanismen, die zu diesem Vorgang führen könnten, sind nicht bekannt, jedoch sollte dieser Frage noch weiter nachgegangen werden.

Die Tatsache, daß im Endlager für Wiederaufarbeitungsabfälle die wärmeentwickelnden Abfälle sehr konzentriert eingelagert werden, während im Endlagerkonzept für abgebrannte Brennelemente eine geringere Einlagerungsdichte gewählt wurde, führt dazu, daß die Temperaturen in den Abfallgebinden und im Endlagerbergwerk bei den Wiederaufarbeitungsabfällen zunächst höher liegen als bei den endgelagerten Brennelementen. Dieses Ergebnis kann jedoch nicht verallgemeinert werden, da bei Vorgabe anderer Randbedingungen auch andere Temperaturverhältnisse vorliegen können. Nach Zeiträumen von einigen hundert Jahren kommt jedoch die höhere integrierte Wärmeleistung der abgebrannten Brennelemente zum Tragen, wodurch sich langfristig im Endlager für abgebrannte Brennelemente höhere Temperaturen ergeben als im Endlager für Wieder-

aufarbeitungsabfälle. Die Auswirkungen der höheren integrierten Wärmeleistung und der höheren Langzeittemperaturen auf die Stabilität und Integrität des Endlagers müssen in weitergehenden Analysen untersucht werden.

Auslaugexperimente an bestrahlten Brennstabproben in Salzlaugen bei höheren Temperaturen und Drücken zeigen, daß bis zu Versuchszeiten von 30 Tagen der abgebrannte Brennstoff bisher ähnliche Auslaugraten aufweist wie Borosilikatglas. Zwar wird in den ersten Tagen das Cäsium, das sich im Spalt zwischen Brennstoff und Hülle befindet, weitgehend ausgelaugt, bei der Brennstoffmatrix sind bisher jedoch keine größeren Angriffe zu erkennen. Ob sich auch nach längeren Zeiten der Brennstoff ähnlich gut verhält wie Borosilikatglas, wird sich erst nach längeren Versuchszeiten erweisen.

Ähnlich wie die internationale Expertengruppe der IAEA, die dem schwedischen Konzept zur direkten Endlagerung abgebrannter Brennelemente die prinzipielle technische Realisierbarkeit bescheinigte, kommt auch diese Studie zu dem Schluß, daß derzeit keine technisch-wissenschaftlichen Gründe zu erkennen sind, die die direkte Endlagerung abgebrannter Brennelemente als nicht realisierbar erscheinen lassen.

Energie-, rohstoff- und technologiepolitische Gesichtspunkte

Trotz des in der Studie angenommenen moderaten Kernenergiewachstums würde der kumulierte Natururanbedarf bis zum Jahre 2030 im Falle der direkten Endlagerung abgebrannter Brennelemente bei Beibehaltung der heutigen Technologie bereits etwa 500.000 t Natururan betragen. Einsparungen an Natururan lassen sich durch Verbesserung der heutigen Technologie sowie durch Rückführung von Uran und Plutonium nach der Wiederaufarbeitung des abgebrannten Brennstoffs erzielen.

So könnte durch einen optimierten Reaktorbetrieb und eine Senkung des Restgehalts an U-235 in den "tails" der Anreicherungsanlage der kumulierte Natururanbedarf bis zum Jahre 2030 um etwa 20 % reduziert werden. Zusätzliche Einsparungen in der gleichen Größenordnung könnten durch thermisches Rezyklieren in Leichtwasserreaktoren realisiert werden, so daß es möglich erscheint, den kumulierten Natururanbedarf bis zum Jahre 2030 durch eine Kombination dieser Maßnahmen auf etwa 300.000 t zu senken. Neben dem kumulierten

Natururanbedarf ist für die aktuelle Versorgungssituation im nächsten Jahrhundert der jährliche Bedarf an Natururan von entscheidender Bedeutung. Bei Anwendung aller diskutierten Maßnahmen ließen sich in den Jahren 2015 bis 2030 jährliche Einsparungen von knapp 50 % bis 60 % erzielen.

Entscheidet man sich Anfang des nächsten Jahrhunderts für die großtechnische Einführung schneller Brutreaktoren, so wird der kumulierte Natururanbedarf bis zur Mitte des nächsten Jahrhunderts nicht entscheidend gesenkt. Der Grund hierfür besteht darin, daß es aus Gründen der Verfügbarkeit von Plutonium mehrere Jahrzehnte dauert, bis ein Großteil der bestehenden Leichtwasserreaktoren durch schnelle Brutreaktoren ersetzt werden kann. Der jährliche Uranbedarf kann jedoch bis zur Mitte des nächsten Jahrhunderts bei konsequentem Brüterausbau bereits um 70 bis 80 % gegenüber dem "Wegwerf-Zyklus" bei Beibehaltung der heutigen LWR-Technologie herabgesetzt werden, so daß bis zu diesem Zeitpunkt eine weitgehende Versorgungsunabhängigkeit erzielt werden kann. Eine wenn auch zeitlich begrenzte Entsorgung von Leichtwasserreaktoren über eine Endlagerung der abgebrannten Brennelemente kann unter Umständen bei der Einführung schneller Brutreaktoren zu gewissen Engpässen in der Plutoniumversorgung führen, vor allem dann, wenn aus Gründen der Versorgungsunabhängigkeit ein schneller Ausbau gefordert wird.

Ob der Bedarf an Natururan für die einzelnen diskutierten Szenarien gedeckt werden kann, läßt sich heute nicht mit Sicherheit angeben. Neben der Unsicherheit bei den geschätzten Ressourcen und bei der weltweiten Kernenergieentwicklung kann unter Umständen in Zukunft die Belieferung des Weltmarktes aufgrund von Kartellbildungen erschwert werden. Es ist daher gegenwärtig weder auszuschließen, daß Uran bis weit in das nächste Jahrhundert zu akzeptablen Bedingungen zur Verfügung steht, noch ist auszuschließen, daß sich ernste Versorgungsschwierigkeiten ergeben. Eine Politik der möglichst effizienten Urannutzung dürfte daher dazu beitragen, die Unsicherheiten, die auf dem Uranmarkt existieren, in Grenzen zu halten.

Im Falle der direkten Endlagerung abgebrannter Brennelemente werden für die Brennelementbehälter größere Mengen an Rohstoffen wie Blei, Nickel oder Titan benötigt. Unter dem Aspekt der derzeitigen Verfügbarkeit der erforderlichen Rohstoffmengen dürften die im Rahmen der Studie behandelten Konzepte reali-

sierbar sein. Nach einer Betriebszeit von 50 Jahren würden jedoch die in einem solchen Endlager (Jahresdurchsatz 1400 t) akkumulierten Mengen an Blei und Nickel etwa dem doppelten Jahresverbrauch (1978) der Bundesrepublik Deutschland entsprechen. Im Hinblick auf eine langfristige Ressourcenverknappung könnten eine derartige "Blei- und Nickelmine" für zukünftige Generationen eine attraktive Rohstoffquelle darstellen. Daher sollte der Werkstoffauswahl für die Endlagerbehälter auch unter diesem Gesichtspunkt verstärkte Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Die Inbetriebnahme großtechnischer Wiederaufarbeitungsanlagen ist in der Bundesrepublik Deutschland frühestens Ende der neunziger Jahre bzw. Anfang des nächsten Jahrhunderts möglich. Zur Weiterentwicklung der Wiederaufarbeitungstechnologie ist daher der umgehende Bau einer Wiederaufarbeitungs-Demonstrationsanlage erforderlich. Nur so kann sichergestellt werden, daß die in den letzten Jahrzehnten erworbenen Erfahrungen für den späteren großtechnischen Einsatz der Wiederaufarbeitung erhalten bleiben und weiterentwickelt werden. Die Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe (WAK) kann diese Aufgabe nicht oder nur sehr begrenzt erfüllen.

Mißbrauch von spaltbarem Material

Die Internationale Bewertung des Kernbrennstoffkreislaufs (INFCE) ging in ihrer zweieinhalbjährigen Analyse auch der Frage nach, ob bei großtechnischer Einführung der Kernenergie und speziell der Wiederaufarbeitungstechnologie die Gefahr der Verbreitung von Kernwaffen ständig wachse. INFCE hat erneut betont, daß die Verbreitung von Kernwaffen vor allem ein politisches und kein technisches Problem ist. Zwar können im Prinzip die Anlagen zur friedlichen Nutzung der Kernenergie dazu mißbraucht werden, kernwaffenfähiges Material herzustellen oder aus ihnen abzuzweigen. Der gezielte Aufbau von Anlagen zur direkten Produktion solchen Materials ist jedoch wesentlich billiger, technologisch einfacher und daher leichter zu bewerkstelligen.

Dem Mißbrauch von Wiederaufarbeitungsanlagen und Anlagen der Plutoniumverarbeitung kann nach INFCE grundsätzlich mit technischen Mitteln, Sicherheitskontrollen und institutionellen Maßnahmen entgegengewirkt werden. Während jedoch die Sicherheitskontrollen für alle Abfallarten aus der Wiederauf-

arbeitung und Refabrikation wahrscheinlich bereits vor der Endlagerung beendet werden können, muß ein Endlager für abgebrannte Brennelemente auf unbestimmte Zeit überwacht werden, um einen Mißbrauch auszuschließen.

Nach Zeiträumen von 50 bis 100 Jahren hat die Selbstschutzwirkung der abgebrannten Brennelemente bereits so stark abgenommen, daß man sich bei Verwendung relativ einfacher technischer Schutzmaßnahmen bereits einige Stunden im Bereich der abgebrannten Brennelemente ohne ernsthafte gesundheitliche Schädigung aufhalten kann. Auch der Aufwand zur Weiterverarbeitung der Brennelemente und Abtrennung des Plutoniums hat sich deutlich verringert. Langfristig kann daher von abgebrannten Brennelementen im Prinzip durchaus die Gefahr eines Mißbrauchs ausgehen.

Summary

This Study, which was written by the Karlsruhe Nuclear Research Center with the participation of a number of other research establishments and industries on behalf of the Federal Ministry for Research and Technology, represents a comparison between the two alternative back end fuel cycle concepts, i.e., the "integrated back end fuel cycle concept" (reprocessing, recycling of uranium and plutonium) and the "spent fuel disposal concept", under aspects of technical feasibility, radiation accidents, radiological impact, and energy policy as well as with respect of the proliferation hazards issuing from each of these concepts. The formation considered for final disposal is rock salt. An overall comparison of the two back end fuel cycle concepts and the two fuel cycles, respectively, is not yet feasible at the present time, pending clarification of a number of problems of detail. For this reason, the Study is limited chiefly to a comparison of the different steps in the two back end fuel cycle concepts, indicating the research activities that must still be carried out on spent fuel disposal in the next few years, in order to allow the comparison of the two back end fuel cycle alternatives to be carried out with respect to safety, as demanded by the heads of government of the Federal Republic and the Federal States for the mid-eighties.

Interim Storage of Spent Fuel Elements

The spent fuel elements unloaded from power reactors are first put into interim storage for a number of years prior to further processing in both alternative back end fuel cycle concepts. In this phase, the radioactivity and the decay heat of the spent fuel is reduced to such an extent that subsequent processing steps will be greatly facilitated.

Wet storage is a proven technology available for interim storage for a couple of decades already, which can meet all safety requirements also for interim storage periods of several decades. Dry storage, which has reached different levels of development in each of the concepts involved (storage in transport casks or concrete canisters; air-cooled vault concept or air-cooled storage racks), represents an attractive medium-term alternative. As long as certain maximum temperatures of the fuel elements are not exceeded during storage,

also this type of interim storage is likely to be good for storage periods of several decades without resulting in any damage to the fuel elements.

In addition to reflecting about the interim storage of spent fuel elements in facilities above ground, the Study also investigates the possibilities of interim storage in an underground salt formation. Because of the open boreholes, rooms, and corridors in the mines necessary for reasons of recoverability and the venting of the corridors for heat removal there is a direct connection to the atmosphere above ground. For this reason, the advantages offered by a geological formation could not be used in the same way for interim storage as for final disposal of radioactive waste. The objections raised against the safety of this concept, the higher radiation exposure of plant personnel, the difficulties associated with recovery and the delayed implementability of this interim storage concept (commissioning of an interim storage facility will not be possible before the late nineties at the earliest) make this type of interim storage hardly attractive compared with wet and dry storage systems above ground.

The costs of interim storage of spent fuel elements amount to only a small fraction of the nuclear fuel cycle costs. Interim storage periods amounting to a few decades will add only a few tenths of a pfennig to the costs per kilowatt-hour of electricity generation.

As a result of the delays in construction of back end fuel cycle facilities, several thousand tons of spent fuel elements will have accumulated in the cooling ponds of nuclear power plants and in away-from-reactor interim storage facilities in the Federal Republic of Germany around the turn of the millennium. Even if back end fuel cycle facilities were built more speedily in the future, a period of a few decades will have to be assumed for processing all fuel elements held in interim storage.

Processing Spent Fuel Elements

In processing spent fuel elements the technologies of reprocessing, treatment of radioactive waste and fabrication of mixed oxide fuel elements are available, all of them well proven on a technical scale in almost all processing

steps. On the other hand, the concepts proposed in Canada, the United States and Sweden for conditioning spent fuel elements for purposes of final disposal have reached a much lower level of development. Not a single fuel element has so far been processed into a product suitable for final disposal. While mainly conceptual design studies of this back end fuel cycle alternative have so far been carried out in Sweden, conditioning of spent fuel elements in Canada and the United States of America has taken place almost exclusively for experimental interim storage purposes. However, most of the conditioning and handling techniques developed for this purposes can also be applied in the fabrication and handling of products suitable for final disposal.

The technique of conditioning spent fuel elements proposed for comparison within the framework of this Study is based on encapsulating complete fuel elements. Further conditioning techniques, such as disassembly of the fuel elements, separation of fission product gases or shortening of fuel rods, were not investigated in greater detail because these techniques do not seem to offer any major advantages, according to the present state of thinking. The containers in which the spent fuel elements are encapsulated must assume long-term barrier functions in this final repository for several reasons. In the Study, one thousand years were assumed as the period necessary for container integrity, even in case of the postulated "water penetration into repository" incident. Accordingly, the long-time corrosion resistance of the container materials is a factor of decisive importance. A number of materials listed in the Study probably meet this requirement, but extensive studies are still necessary for their final assessment and proof of their corrosion resistance under conditions relevant to those prevailing in a repository.

The underlying method of encapsulating complete fuel elements is relatively simple in terms of processing techniques. All the technical installations required have either been developed already or represent the current state of the art, but they have to be adapted to these specific conditions.

Comparison of conditioning spent fuel elements with reprocessing spent fuel elements in accordance with the new DWK concept shows that conditioning of the fuel elements will produce much greater volumes of high-level waste,

but much lower medium and low-level waste volumes than reprocessing. Both in fuel element conditioning and in reprocessing, the emissions of gaseous and highly volatile radionuclides from the respective plants in normal operation will be below permissible limits, some preliminary off-hand calculations indicating that emissions from conditioning plants will be lower. More detailed informations about the radiation exposure of the plant personnel, potential accidents and their impacts and also about costs cannot yet be made for fuel element conditioning. According to the accident analyses available for the conditioning techniques for spent fuel elements either practiced or designed abroad it is certain that plant accidents can be safely controlled also without sophisticated technical measures.

The "conditioned fuel element" as a waste product shows a number of differences relative to the "HAW-glass cylinder" waste product, such as the higher content of actinides, the presence of fission product gases, the higher "raw materials worth" and the larger specific surface. Moreover, the fuel is susceptible to oxidation at temperatures above 200 °C and access of air. Whether this is going to have any consequences with respect to transport and final disposal, and what these consequences will be, has been analyzed in the light of the present state of the art, but reliable information still requires a number of studies to be conducted.

Final Disposal

With respect to the final disposal of radioactive waste extensive experience on a technical scale is available worldwide for low and medium-level wastes. The disposal of high-level waste (either waste from reprocessing or conditioned spent fuel elements) has not yet reached this level of development. However, some demonstration tests have been started in granite and are planned in other geolocial formations for the next few years.

The concept proposed within the framework of the Study for a repository for spent fuel elements is based on the concept developed by the German Physikalisch-Technische Bundesanstalt for the repository planned in Gorleben for waste from reprocessing. Because of the smaller amounts of low and medium-level wastes arising in fuel element conditioning, also that part of the

salt dome would be available for final disposal of spent fuel elements which otherwise would have been provided for low and medium-level reprocessing wastes. Nevertheless, the same waste capacity as for reprocessing waste (1400 t/a x 50 years) can only be accommodated at one storage level in the repository for spent fuel elements, if three fuel elements are loaded per borehole and the distance between boreholes is 3 m. If three fuel elements are stored per borehole, there is no hazard of criticality in the boreholes. Whether it is technically possible to achieve 3 m distance between boreholes needs to be examined more thoroughly. An alternative concept would provide for operation at several levels; however, more precise rock mechanical analyses must first be established for this scheme.

No valid information is as yet available about the emission of radionuclides from the repository for spent fuel elements during the storage phase (normal operation) and the radiation exposure of the population resulting from it. The collective dose of the plant personnel arising from direct exposure is likely to be higher in disposing off reprocessing waste, because of the larger waste volumes, than in disposing off spent fuel elements. However, disposing off spent fuel elements is likely to result in additional radiation exposure of the plant personnel arising from fission products gases and highly volatile fission products from leaking fuel element containers.

Accidents during disposal operations and their consequences still need to be examined in more detail, as soon as a detailed technical concept of the repository for spent fuel elements is available. Some first estimates show that accidents with major mechanical impacts (such as a container crashing in the shaft) may cause conditioned fuel elements to produce more pronounced radiological hazards than reprocessing waste, because of the unseparated plutonium.

Because of the unseparated plutonium and uranium, spent fuel elements in a repository in principle represent a higher potential long-term hazard than do reprocessing wastes. However, information about the actual hazard arising from accidents cannot solely be based on considerations of waste radiotoxicity. The accident analyses performed so far on radionuclide releases from a filled repository indicated that the transport times of radionuclides into

the biosphere are extremely long, which means that a potential radiological burden of future generations would largely be due to radium-226, a daughter isotope of uranium-238. Accordingly, fuel elements in a repository represent a higher radiological burden than do reprocessing wastes, chiefly because of the larger uranium volume. Nevertheless, the radiation doses calculated as a consequence of releases of radioactive substances from a spent fuel repository are still below or within the levels of natural radiation exposure. Accordingly, there will not be more than gradual, at any rate no basis differences in the long-term hazards arising from the two waste management alternatives. Fewer analyses are available about the radiological impacts of accidents during the operating phase of a mine. Extensive work will have to be performed in this respect in the next few years.

As far as safety from criticality is concerned, a repository for spent fuel elements located in salt offers major advantages over a repository in other geological formations, because chlorine is a strong neutron absorber. There is danger of criticality in this case only if plutonium were to accumulate selectively from a large number of fuel elements. Mechanisms which could lead to such an event are not known, but the question should be pursued further.

Due to the higher storage density of the heat generating waste in the repository for reprocessing waste, the temperatures in the waste containers and in the repository mine are initially higher for this back-end fuel cycle concept than for the spent fuel disposal concept. However, this result cannot be generalized, because different boundary conditions may also imply different temperature conditions. After a few hundred years the higher integrated heat output of the spent fuel elements will result in higher long-term temperatures in a repository for spent fuel elements than in a repository for reprocessing waste. The impact of the higher integrated heat output and the higher long-term temperatures on the stability and integrity of the repository will have to be studied in more extensive analyses.

Leaching experiments conducted on irradiated fuel in brines at elevated temperatures and pressures show that, up to 30 days of test time, spent fuels so far have exhibited similar leaching rates as borosilicate glass. Although the cesium contained in the gap between the fuel and the cladding is largely

removed by leaching in the first few days, no major attack can as yet be detected in the fuel matrix. Whether the fuel will show a behavior as positive as that of borosilicate glass even after longer periods of time, will have to be determined after prolonged experiments.

Like the international IAEA experts group, which confirmed the principal technical feasibility of the Swedish concept of final disposal of spent fuel elements, also this Study arrives at the conclusion that no technical or scientific reasons are evident at the present time which could make the final disposal of spent fuel elements appear to be unfeasible.

Aspects of Energy, Resources and Technology Policies

Despite the moderate growth of nuclear energy assumed in the Study, the cumulative natural uranium requirement by the year 2030 already would amount to some 500,000 t of natural uranium in the case of final disposal of spent fuel elements, today's technology being preserved. Savings of natural uranium can be achieved by improving present technology and by recycling uranium and plutonium after reprocessing of spent fuels.

Thus, optimized reactor operation and a reduction in the residual U-235 content in the tails or enrichment plants could reduce by approximately 20 % the cumulative natural uranium requirement by the year 2030. Additional savings on the same order of magnitude could be achieved by thermal recycling in light water reactors, so that it seems possible to reduce to some 300,000 t the cumulative natural uranium requirement by the year 2030. In addition to the cumulative natural uranium requirement it is the annual natural uranium requirement which is of decisive importance for the actual supply situation in the next century. Application of all measures discussed above could achieve annual savings of slightly less than 50 % up to 60 % in the years between 2015 and 2030.

If, early in the next century, a decision were taken in favor of the large-scale introduction of fast breeder reactors, this would not decisively reduce the cumulative natural uranium requirement by the middle of the next century. The reason is that it will take several decades, for reasons of the availa-

bility of plutonium, until a large part of the existing light water reactors can be replaced by fast breeders. However, if fast breeders are introduced continuously, the annual uranium requirement can be reduced by 70 or 80 %, by the middle of the next century, compared with the throw-away cycle constituted by retaining today's LWR technology. Accordingly, a high degree of independence in supply could be reached by that date. The waste management option of spent fuel disposal, albeit for a limited period of time only, could well cause certain bottlenecks in the plutonium supply during the introductory phase of fast breeder reactors, especially if a high rate of expansion is required in order to reach an early independence of uranium supply.

Whether the natural uranium requirement can be met for each of the scenarios discussed above cannot now be said with absolute certainty. In addition to the uncertainties in the estimated resources and also in nuclear energy development worldwide it may well be that supplying the world market will be aggravated in the future as a result of cartel formation. For this reason, it cannot be excluded at the present time either that uranium will be available at acceptable conditions far into the next century or that there will be serious difficulties of supply. A policy of uranium utilization as effective as possible is therefore likely to limit the uncertainties existing in the uranium market.

In the case of final disposal of spent fuel elements larger quantities of such raw materials as lead, nickel or titanium are needed for the fuel element containers. In view of the present availability of the necessary quantities of raw materials the concepts treated in the Study are probably feasible. However, after an operating time of fifty years the amounts of lead and nickel accumulated in such a repository (annual throughput 1400 t of spent fuel) would be roughly equivalent to twice the annual consumption (1978) in the Federal Republic of Germany. With respect to the expected long-term dwindling of resources, such a "lead and nickel mine" could represent an attractive source of raw material for future generation. Hence, increased attention should be devoted to the choice of materials for containers for spent fuel disposal also under this aspect.

Commissioning large-scale reprocessing plants in the Federal Republic of Germany will not be possible before the late nineties or early in the next century at the earliest. For this reason, further development of reprocessing technology requires the immediate construction of a demonstration reprocessing plant. Only in this way it can be ensured that the experience accumulated in the past few decades will be retained for the later large-scale commercial use of reprocessing and will be advanced further. The Karlsruhe Reprocessing Plant (WAK) can meet this requirement either only on a very limited scale or not at all.

Proliferation of Nuclear Weapons

The International Nuclear Fuel Cycle Evaluation (INFCE), in its 2 1/2 years of studies, also analyzed the question of whether the large-scale commercial introduction of nuclear power, especially of reprocessing technology, would lead to a continuous increase in the hazard of proliferation of nuclear weapons. INFCE again emphasized that the proliferation of nuclear weapons is mainly a political, not a technical problem. Although, in principle, facilities employed in the peaceful uses of nuclear power can be abused for producing nuclear weapons grade material or divert such material from them, the construction of specific plants for the direct production of such material is much cheaper, technologically simpler and, hence, easier to achieve.

According to INFCE, the abuse of reprocessing plants and plutonium processing plants can in principle be counteracted by technical means, safeguards controls and institutional matters. However, while the safeguards controls for all kinds of waste arising in reprocessing and refabrication can probably be completed already before the disposal phase, a repository for spent fuel elements will have to be kept under surveillance for indefinite periods of time to preclude diversion of fissile material.

After some 50 or 100 years, the self-protective action of spent fuel elements has already declined so much that already simple technical means of protection would be sufficient to allow persons to stay in the vicinity of spent fuel elements for a couple of hours without suffering serious health injuries. Also technical expenditures for processing fuel elements and separating plutonium have clearly decreased. In the long run, spent fuel elements in principle can quite well involve the hazard of diversion or proliferation.



1. Einleitung

1.1 Allgemeine Einführung

Im Anschluß an das Gorleben-Hearing und die Regierungserklärung des niedersächsischen Ministerpräsidenten Albrecht hat die Bundesregierung in ihrer Stellungnahme vom 16. Mai 1979 deutlich zu erkennen gegeben, daß sie am Entsorgungskonzept über die Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente festhält. Zugleich hat sie sich aber auch für die Untersuchung anderer Entsorgungstechnologien, wie die Endlagerung abgebrannter Brennelemente, ausgesprochen.

Diese Position haben die Regierungschefs von Bund und Ländern in ihrem Beschluß vom 28. September 1979 bekräftigt, wobei zur Frage der anderen Entsorgungstechniken festgestellt wird, daß "diese Untersuchungen so zügig durchgeführt werden, daß ein abschließendes Urteil darüber, ob sich hieraus entscheidende sicherheitsmäßige Vorteile ergeben können, in der Mitte der achtziger Jahre möglich wird" / 1.1 /.

Die genannten politischen Entscheidungen waren der Anstoß zu der vorliegenden Studie, die das Kernforschungszentrum Karlsruhe im Auftrag des Bundesministeriums für Forschung und Technologie durchführte und die ein erster Schritt ist, um die Basis für ein abschließendes Urteil zu schaffen.

Dieses Urteil wird zweifellos auf einer ganzen Reihe von Bewertungskriterien aufbauen müssen, auch wenn im Beschluß der Regierungschefs der Frage nach "entscheidenden sicherheitsmäßigen Vorteilen" eine führende Rolle zugewiesen wird.

Über Kriterien zur Beurteilung von Technologien wie Realisierbarkeit, technische Sicherheit, Umweltbelastung, Versorgungssicherheit, Wirtschaftlichkeit, soziale Verträglichkeit etc. ist in letzter Zeit viel diskutiert worden, wobei sich verständlicherweise zeigt, daß bei der Wichtung der einzelnen Kriterien erhebliche Unterschiede zwischen Kernenergiebefürwortern und Kernenergiegegnern bestehen. Es ist nicht Aufgabe dieser Studie, zu allen Kriterien Stellung zu beziehen bzw. sie zu wichten. Das letztere wird die schwierige Aufgabe der Entscheidungsträger sein.

Beim bewertenden Vergleich von Entsorgungsalternativen stellt sich ein Problem, dessen man sich bewußt sein muß, um nicht zu falschen Schlüssen zu kommen. Das Problem wird deutlich, wenn man der Frage nachgeht, ob man einzelne Systeme oder Teilschritte der Entsorgungsalternativen überhaupt sinnvoll bewertend vergleichen kann oder ob der Vergleich nicht jeweils die ganzen Entsorgungskonzepte oder sogar die jeweiligen Brennstoffkreisläufe umfassen muß, um zu einer klaren Bewertung zu gelangen.

So läßt z.B. ein Vergleich der verschiedenen Aspekte einer Wiederaufarbeitungsanlage mit denen einer Konditionierungsanlage für abgebrannte Brennelemente die Unterschiede bei der Endlagerung oder Unterschiede bezüglich der Uranversorgung etc. außer acht. Auch ein Vergleich der beiden vollständigen Entsorgungskonzepte z.B. hinsichtlich einer sicherheitstechnischen Bewertung wäre unvollständig und könnte zu falschen Schlüssen führen, wenn man die sich aus dem Entsorgungskonzept ergebenden Konsequenzen für die Urangewinnung - und die damit verbundenden sicherheitstechnischen Aspekte einschließlich z.B. der Abfälle aus der Urangewinnung - unberücksichtigt ließe. Macht man konsequenterweise einen Vergleich der jeweiligen vollständigen Brennstoffkreisläufe, so stellt sich die Frage, wie die Tatsache, daß einzelne Schritte des Kreislaufs (z.B. die Urangewinnung) in anderen Ländern erfolgen und damit verbundene negative Folgen auch nur dort auftreten, bei einer nationalen Entscheidung zu bewerten ist.

Dieser Hinweis soll zeigen, daß nicht nur bei der Wichtung der für einen Vergleich hinzugezogenen Kriterien Vorsicht geboten ist, sondern daß auch die Frage von Bedeutung ist, welche Teile und Systeme in den bewertenden Vergleich der Entsorgungsalternativen mit einzubeziehen sind.

In der vorliegenden Studie werden Teilschritte der Entsorgungsalternativen unter den verschiedenen Aspekten miteinander verglichen, weil nur so Unterschiede und "Teilvorteile" und "Teilnachteile" der Alternativen herausgearbeitet werden können. Man sollte sich auf Grund des eben Gesagten beim Lesen der Studie aber immer darüber im Klaren sein, daß für einen einer Entscheidung zu Grunde liegenden bewertenden Vergleich die Wichtung der Kriterien und die Festlegung der zu vergleichenden "Systeme" eine notwendige Voraussetzung darstellt.

1.2 Zielsetzung der Studie

Die Studie beschäftigt sich mit der Entsorgung von Leichtwasserreaktoren (LWR), d.h. mit der Frage, was soll mit den abgebrannten Brennelementen aus den jetzt in der Bundesrepublik Deutschland in Betrieb oder Bau befindlichen bzw. geplanten Kernkraftwerken geschehen. Es werden dabei zwei Möglichkeiten betrachtet, nämlich einmal die Wiederaufarbeitung der abgebrannten Brennelemente mit der Abtrennung der noch im Brennstoff enthaltenen Energierohstoffe Uran (U) und Plutonium (Pu), der Refabrikation zu neuen Brennelementen und die Verarbeitung und Endlagerung der bei der Wiederaufarbeitung und Weiterverarbeitung anfallenden radioaktiven Abfälle (integriertes Entsorgungskonzept). Der andere Fall ist die direkte Endlagerung der abgebrannten Brennelemente, die damit als Abfall betrachtet werden, obwohl sie noch größere Mengen an Energierohstoffen enthalten. Nach ihrer Konditionierung, d.h. ihrer endlagergerechten Verpackung, werden sie in das Endlager verbracht. Die einzelnen Teilschritte dieser beiden Entsorgungskonzepte, die in der Studie betrachtet werden, sind schematisch in Abb. 1.1 dargestellt.

Der Transport der abgebrannten Brennelemente und radioaktiven Abfällen wird in der Studie nicht behandelt, da das Risiko, das von Transporten ausgeht, i.a. als sehr gering angesehen wird / 1.2, 1.3 / und dieser Teilschritt nicht als entscheidungsbestimmend anzusehen ist. In einer späteren Phase sollte jedoch dieser Themenkreis speziell unter deutschen Randbedingungen näher analysiert werden. Auch auf den Betrieb von Leichtwasserreaktoren beim Einsatz Pu-haltiger Brennelemente wird nicht eingegangen, da keine wesentlichen Unterschiede in der radiologischen Belastung der Umgebung zwischen einem Reaktor mit U-haltigen und einem mit Pu-haltigen Brennelementen zu erkennen sind - weder im Normalbetrieb noch bei Störfällen / 1.4, 1.5 /.

Die beiden in Abb. 1.1 skizzierten Entsorgungsalternativen werden in der vorliegenden Studie so quantitativ wie möglich verglichen mit dem Ziel, ihre technische Realisierbarkeit zu beurteilen sowie ihre Vor- und Nachteile gegeneinander abzugrenzen. Dabei beschränken wir uns zunächst auf einen Vergleich der einzelnen Entsorgungsschritte. In vielen Bereichen ist jedoch ein quantitativer Vergleich noch nicht möglich, da auf einigen Gebieten noch zu wenige Detailkenntnisse vorliegen.

Eine umfassende Bewertung, bei der nicht nur die einzelnen Entsorgungsschritte miteinander verglichen werden sondern der gesamte Brennstoffkreislauf, kann erst nach Lösung dieser Detailfragen erfolgen. Die noch offenen Fragen werden herausgearbeitet und die zur Beantwortung dieser Fragen erforderlichen F+E-Arbeiten angegeben. Darüberhinaus werden in der Studie auch Abschätzungen zu den Aufwendungen und Zeiten gemacht, die für die Entwicklung bzw. Weiterentwicklung der technischen Verfahren bis zu ihrem großtechnischen Einsatz anzusetzen sind.

Zielsetzung der Studie kann es also - schon allein wegen des engen zeitlichen Rahmens - nicht sein, die für Mitte der achtziger Jahre beabsichtigte abschließende Beurteilung der einzelnen Entsorgungsstrategien vorwegzunehmen. Sie kann nur der erste Schritt in diese Richtung sein und aufzeigen, auf welchen Gebieten in den nächsten Jahren noch größere Anstrengungen erforderlich sind, um diese abschließende Beurteilung zu ermöglichen.

Der Vergleich der beiden Entsorgungsalternativen wird unter den folgenden Aspekten durchgeführt:

- Technik
- Sicherheitstechnik
- Ökologie
- Energie-, Rohstoff- und Technologiepolitik
- Proliferation.

Die ersten drei Themenkreise werden im technischen Teil der Studie, den Kapiteln 2 bis 5 behandelt, während auf einige ausgewählte Themen der letzten beiden Bereiche in den Kapiteln 6 und 7 eingegangen wird.

1.3 Vorgaben für die Studie

Für die Diskussion der Ergebnisse dieser Studie ist es notwendig deutlich zu machen, welche Annahmen dieser Studie zugrundeliegen, bzw. welche Vorgaben zu Beginn gemacht wurden, um eine vergleichbare Basis zu schaffen. Aus Gründen der termingerechten Fertigstellung der Studie war es nicht möglich, diese Vorgaben im Verlauf der Bearbeitung zu ändern.

Als Dauer für die Zwischenlagerung der abgebrannten Brennelemente vor ihrer Weiterverarbeitung (Wiederaufarbeitung bzw. Konditionierung) werden für den Referenzfall 7 Jahre angenommen. Anschließend werden die konditionierten hochaktiven Wiederaufarbeitungsabfälle bzw. die konditionierten Brennelemente noch 3 Jahre oberirdisch gelagert, so daß die Endlagerung im Referenzfall sowohl für die eine als auch die andere Entsorgungsalternative 10 Jahre nach Entnahme der Brennelemente aus dem Reaktor erfolgt.

Alternativ zu diesem Referenzfall wird die Wiederaufarbeitung bzw. Konditionierung und Endlagerung nach einer Zwischenlagerzeit von 20 bis 50 Jahren betrachtet.

Das Verfahren zur Konditionierung von Brennelementen soll auf den bisherigen Untersuchungen und Studien anderer Länder aufbauen und den besonderen Verhältnissen in der Bundesrepublik Deutschland (sicherheitstechnische und genehmigungstechnische Randbedingungen, Endlagermedium) angepaßt werden. Beim Endlager für abgebrannte Brennelemente soll so weit wie möglich auf das Konzept der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt (PTB) für das Endlager Gorleben zurückgegriffen werden, das nach der bisherigen Planung für die Endlagerung von Abfällen aus der Wiederaufarbeitung vorgesehen ist.

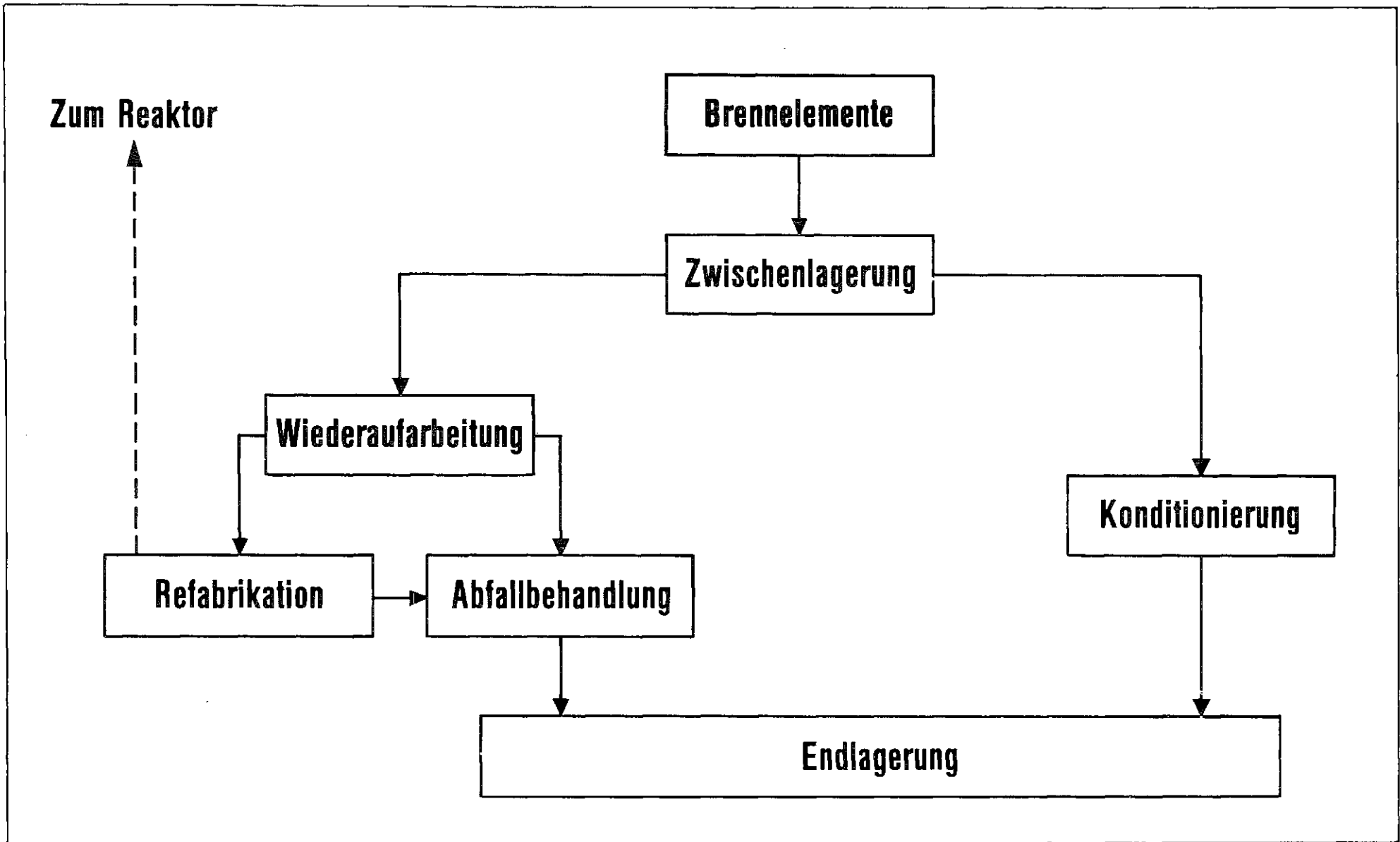
Der Durchsatz der oberirdischen Entsorgungsanlagen wird mit 700 t Brennstoff pro Jahr angenommen. Entsprechend ist auch die Kapazität des Endlagers für abgebrannte Brennelemente ausgelegt. Bei Bedarf soll dieser Durchsatz durch eine Modulbauweise erhöht werden können. Für das Endlager für konditionierte Abfälle aus der Wiederaufarbeitung wurde das PTB-Konzept übernommen, das jedoch eine Kapazität von 1400 t Brennstoff pro Jahr aufweist.

Als Endlagermedium wird in der vorliegenden Studie ausschließlich Salz betrachtet. Lediglich bei der Beschreibung der ausländischen Endlagerkonzepte wird auf andere geologische Formationen kurz Bezug genommen.

Aufgrund der verhältnismäßig kurzen Laufzeit der Studie konnten einige Themen nur bis zu einer bestimmten Tiefe bearbeitet werden. Die vorgeschlagenen Konzepte zur Konditionierung und Endlagerung abgebrannter Brennelemente können daher auch nur erste vorläufige Überlegungen wiedergeben.

Literatur zu Kapitel 1

- / 1.1 / Beschluß der Regierungschefs von Bund und Ländern zur Entsorgung der Kernkraftwerke vom 28. September 1979.
Bulletin der Bundesregierung Nr. 122 (1979), S. 1133.
- / 1.2 / The Windscale Inquiry. Deutsches Atomforum e.V. (1979), S. 80.
- / 1.3 / Draft Environmental Impact Statement "Management of Commercial Generated Radioactive Waste". DOE/EIS-0046-D, Vol. 1 (April 1979), S. 1.19.
- / 1.4 / Final Generic Environmental Statement on the Use of Recycle Plutonium in Mixed Oxide Fuel in Light Water Cooled Reactors.
NUREG-0002, Vol. 3 (August 1976), S. IV C-31.
- / 1.5 / International Nuclear Fuel Cycle Evaluation: "Reprocessing, Plutonium Handling, Recycle". Report of Working Group 4. Published by the IAEA, Vienna, 1980, S. 86.



1 - 7

Abb. 1.1 Schematische Darstellung der beiden Entsorgungsalternativen



2. Charakterisierung abgebrannter Brennelemente

Wie in der Einleitung erwähnt wurde, wird die Wiederaufarbeitung primär mit dem Ziel durchgeführt, die in den abgebrannten Brennelementen noch vorhandenen Energierohstoffe Pu und U abzutrennen und zur Energieerzeugung wieder im Reaktor einzusetzen, d.h. zu rezyklieren und damit einen Beitrag zur Einsparung von Energierohstoffen zu leisten. Nach einer allgemeinen technischen Beschreibung von LWR-Brennelementen und einer Charakterisierung von abgebrannten Brennelementen werden die wesentlichen Unterschiede zwischen rezyklierten und nicht rezyklierten Brennelementen dargestellt und abgeschätzt, ob sich für diese beiden Arten von abgebrannten Brennelementen Auswirkungen auf die beiden Entsorgungsschritte "Zwischenlagerung" und "Verarbeitung der abgebrannten Brennelemente" ergeben.

2.1 Technische Beschreibung von LWR-Brennelementen

Bei Leichtwasserreaktoren besteht der Kernbrennstoff aus Uranoxid (UO_2) und im Fall der Rezyklierung aus einer Mischung von UO_2 und Plutoniumoxid (PuO_2), wofür auch die Bezeichnung Mischoxidbrennstoff (MOX) verwendet wird. Im frischen Kernbrennstoff ist

- bei UO_2 -Brennelementen das Isotope U-235, das im Natururan zu 0,7 % enthalten ist, auf 2 % bis 4 % angereichert,
- bei MOX-Brennelementen das Isotop U-235 zu 0,7 % (Natururan) oder zu 0,8 % (wiederaufgearbeitetes Uran) vorhanden und spaltbares Plutonium zu etwa 3 %.

Der oxidische Kernbrennstoff wird in kurze zylindrische Tabletten geformt, bei erhöhter Temperatur gesintert und danach in Zircaloy-Hüllrohre eingefüllt, die an beiden Enden gasdicht verschweißt werden. Eine vorgegebene Anzahl dieser Brennstäbe wird zu einem Brennelement assembliert.

In Tab. 2.1 sind die wesentlichen Auslegungsdaten von deutschen Standard-Brennelementen wiedergegeben, und zwar für die beiden LWR-Linien Siedewasser-(SWR) und Druckwasserreaktor (DWR).

In der vorliegenden Studie wird nur das Druckwasserreaktor-Brennelement der Fa. KWU weiter betrachtet (Typ Biblis), weil es sich hierbei um das größte und schwerste Brennelement handelt, das in der Bundesrepublik Deutschland eingesetzt wird und sich dementsprechend alle Konzepte zur Weiterverarbeitung der Brennelemente daran orientieren müssen. Ein Druckwasserreaktor-Brennelement ist schematisch in Abb. 2.1 wiedergegeben. Es hat im vorliegenden Fall eine Länge von 492 cm, eine Kantenlänge von 23 cm und wiegt 840 kg. Weitere Einzelheiten können der Tab. 2.1 entnommen werden.

Obwohl der Auslegungsabbrand nur mit 31.500 MWd/t SM^{*)} angegeben wird, wurde für die neutronenphysikalischen Rechnungen dieser Studie ein Abbrand von 36.000 MWd/t SM angenommen, ohne der Frage nachzugehen, ob mit der Anfangsanreicherung von 3,2 % auch tatsächlich dieser Abbrand erreicht werden kann. Hierdurch wird sichergestellt, daß in die Studie auf jeden Fall konservative Annahmen bezüglich Nachzerfallswärme, Aktivitätsinventar etc. für die heutzutage eingesetzten Brennelemente eingehen.

2.2 Eigenschaften von abgebrannten Brennelementen

In jedem Jahr werden aus einem Druckwasserreaktor etwa 1/3 der Brennelemente und aus einem Siedewasserreaktor etwa 1/4 der Brennelemente entnommen. Bei ihnen ist im Laufe der Betriebszeit der Gehalt an spaltbarem Material so gesunken und der Anteil an Neutronengiften so gestiegen, daß eine Kettenreaktion nicht mehr aufrechterhalten werden kann. Diese Brennelemente werden als abgebrannte Brennelemente bezeichnet.

Nach dem Einsatz im Reaktor hat das abgebrannte Brennelement die gleichen äußeren Abmessungen wie vor seinem Einsatz. Geändert hat sich dagegen die Zusammensetzung des Kernbrennstoffs. Bei Uranbrennstoff beträgt der Restgehalt des Isotops U-235 noch etwa 0,8 % bis 1 %. Ferner enthält der abgebrannte Kernbrennstoff etwa 1 % Plutonium (von dem 2/3 spaltbare Plutonium-Isotope (Pu-239, Pu-241) sind), etwa 3 % Spaltprodukte (teilweise in Form von Spaltgasen) und weitere höhere Transuranelemente. Das während des Reaktorbetriebes gebildete Pu trägt bereits zu etwa 1/3 zur Energieerzeugung der Brennelemente

*) SM = Schwermetall

bei. In einem Druckwasserreaktor mit UO_2 -Brennelementen wird von dem insgesamt erzeugten Pu etwa 62 % bereits im Reaktor vernichtet und nur etwa 38 % befindet sich in den abgebrannten Brennelementen / 2.1 /.

Die Spaltprodukte und Transuranelemente sowie die Aktivierungsprodukte im Hüllrohr sind dafür verantwortlich, daß die Brennelemente hochradioaktiv sind, d.h. nicht direkt gehandhabt werden können, und daß sie Wärme (Nachzerfallswärme) abgeben und daher gekühlt werden müssen. Der Verlauf der Aktivität und der Nachzerfallswärme von abgebrannten UO_2 -Brennelementen ist als Funktion der Abklingzeit, d.h. der Zeit nach Entnahme aus dem Reaktor, in Abb. 2.2 wiedergegeben. Man erkennt sehr deutlich, daß in den ersten Jahren die spezifische Aktivität und die spezifische Wärmeleistung um mehrere Größenordnungen abnimmt, in späteren Jahren hingegen nur noch sehr langsam. Aufgrund dieser starken Abnahme ist es zweckmäßig, die abgebrannten Brennelemente zunächst zwischenzulagern. Hierdurch werden die anschließenden Entsorgungsschritte wesentlich vereinfacht.

2.3 Unterschiede zwischen rezyklierten und nicht rezyklierten Brennelementen

Mischoxidbrennelemente zeigen in ihren neutronenphysikalischen Eigenschaften gewisse Unterschiede gegenüber UO_2 -Brennelementen. In der Bundesrepublik Deutschland ist nicht beabsichtigt, Reaktoren ausschließlich mit MOX-Brennelementen zu betreiben. Im vorliegenden Fall wurde daher bei den neutronenphysikalischen Rechnungen ein Verhältnis von 7 : 3 für UO_2 - und MOX-Brennelemente in einem Reaktor angenommen. Diese Mischung wird im folgenden als UO_2 /MOX-Brennelemente bezeichnet. Alle weiteren Angaben beziehen sich im Fall der Rezyklierung auf diese Mischung.

Für den rezyklierten Brennstoff wird ein zweimaliges Rezyklieren des Pu angenommen. Noch häufigeres Rezyklieren dürfte zwar prinzipiell in einem LWR möglich sein, wahrscheinlich müßte aber mit steigender Rezyklierung die Anreicherung erhöht werden, um die geforderten Abbrände zu erreichen. Wenn man außerdem die jetzt von der Industrie angestrebten Abklingzeiten vor der Wiederaufarbeitung (5 bis 7 Jahre) auch auf den Fall der rezyklierten Brennelemente überträgt und zugleich eine Einführung von schnellen Brutreaktoren im nächsten Jahrhundert vorsieht, dann verbietet sich von selbst ein häufigeres Rezyklieren in thermischen Reaktoren.

Der hier zugrundegelegte Rezyklierungsreaktor ist ein 1250 MWe Druckwasserreaktor, der mit $13,6 \text{ kg Pu/t}_{\text{SM}}$ beladen wird. In den abgebrannten Brennelementen befindet sich $17,0 \text{ kg Pu/t}_{\text{SM}}$, d.h. man erhält einen Plutoniumüberschuß von etwa 20 % des Anfangsinventars. Dieser Wert beschreibt quantitativ das hier vorliegende "self-generated recycling".

Einige Unterschiede in den neutronenphysikalischen Daten von abgebrannten UO_2 bzw. UO_2/MOX -Brennelementen sind in den Tabellen 2.2 bis 2.5 zusammengestellt.

Aus Tab. 2.2 ist zu entnehmen, daß nach 7 Jahren Zwischenlagerung, d.h. zum Zeitpunkt der Weiterverarbeitung der Brennelemente, die Mischung aus UO_2/MOX -Brennelementen eine um 21 % höhere spezifische Aktivität und eine um 40 % höhere spezifische Wärmeleistung aufweist als der UO_2 -Brennstoff. Bei kürzeren Lagerzeiten sind diese Unterschiede allerdings bedeutend geringer.

Für die Zwischenlagerung und den Transport der Brennelemente werden diese Unterschiede zwischen den rezyklierten und nicht rezyklierten Brennelementen als nicht wesentlich angesehen, da die entsprechenden technischen Einrichtungen für erheblich kürzer gekühlte Brennelemente und damit für bedeutend höhere Aktivitäten und Wärmeleistungen ausgelegt sind. Auch bei der Weiterverarbeitung spielen diese geringen Unterschiede keine entscheidende Rolle, ebenso wenig wie die Tatsache, daß die Menge an Kr-85 bei den UO_2/MOX -Brennelementen um 11 % gegenüber den UO_2 -Brennelementen abnimmt, während das Inventar an J-129 um 12 % zunimmt.

Wichtiger erscheint hingegen die in Tab. 2.3 aufgeführte Erhöhung der Neutronenquellstärke beim rezyklierten Brennstoff um den Faktor 7,5, was bei der Auslegung aller Abschirmungen im Interesse des Betriebspersonals berücksichtigt werden muß. Wie aus Tab. 2.4 zu entnehmen ist, wird die Neutronenquellstärke der Pu-Isotope durch die Rezyklierung lediglich um den Faktor 2,3 erhöht. Betrachtet man die Weiterverarbeitung des Pu bei der MOX-Refabrikation und bezieht alle Angaben auf einen bestimmten Pu-Durchsatz der Anlage, dann beträgt die Erhöhung der Neutronenquellstärke bei zweimal rezykliertem Pu gegenüber dem nicht rezyklierten Pu nur noch 27 %, was ohne Schwierigkeiten bereits bei der Auslegung der Fabrikationsanlage für MOX-Brennelemente berücksichtigt werden kann.

Abgebrannte UO_2 /MOX-Brennelemente enthalten grundsätzlich mehr Pu als UO_2 -Brennelemente. Im Falle des hier vorliegenden "self-generated recycling" liegt die Pu-Menge in den entladenen UO_2 /MOX-Brennelementen um etwa 80 % höher als in den UO_2 -Brennelementen (siehe Tab. 2.5). Bei dem im Rahmen in INFCE / 2.2 / angenommenen "steady-state recycling" beläuft sich dieser Wert auf 42 %.

Neben der Einsparung an Natururan und Trennarbeit spricht für das Rezyklieren des Plutoniums, daß sich damit in einem installierten Reaktorsystem eine Reduzierung der insgesamt erzeugten Pu-Mengen erzielen läßt. Den zweimal rezyklierten UO_2 /MOX-Brennelementen ist in erster Näherung die dreifache Energiemenge entzogen worden wie der entsprechenden Anzahl von nur einmal bestrahlten UO_2 -Brennelementen. Betrachtet man den Fall, daß das gesamte Pu, das in einem Reaktor erzeugt wird, auch wieder in diesen Reaktor zurückgeführt wird, so zeigen Überschlagsrechnungen, daß durch das zweimalige Rezyklieren im Gesamtsystem etwa 40 % weniger Pu gebildet wird, als wenn die gleiche Energie nur mit UO_2 -Brennelementen erzeugt wird (Wegwerf-Kreislauf).

Literatur zu Kapitel 2

/ 2.1 / W. Marshall: "The Use of Plutonium". ATOM 282 (April 1980), S. 88 - 103.

/ 2.2 / International Nuclear Fuel Cycle Evaluation: "Waste Management and Disposal". Report of INFCE Working Group 7. Published by the IAEA, Vienna, 1980, S. 21.



		DWR		SWR
		BBR	KWU	KWU
Brennelementlänge über alles	mm	4219	4925	4470
Kantenlänge	mm	217	230	138,5
Länge des Brennstabes	mm	3878	4407	4163
Aktive Länge	mm	3632	3900	3710
Strukturmaterial		Austeni- tischer Stahl, Inconel	Austeni- tischer Stahl, Inconel	Austeni- tischer Stahl, Inconel
Hüllrohrwandstärke	mm	0,6	0,725	0,82
Hüllrohr-Außendurchmesser	mm		10,75	12,3
Hüllrohr-Material		Zircaloy-4	Zircaloy-4	Zircaloy-2
Füllgas		He	96%He, 4%Ar	He
Vorinnendruck (kalt)	bar	26,8	22,5	6,5
Gitteranordnung		17 x 17	16 x 16	8 x 8
Zentralabstand der Brennstäbe	mm		14,3	16,15
Anzahl der Brennstäbe/BE		264	236	62
Anzahl der Steuerstab- führungsrohre		24	20	-
Anzahl der Instrumen- tierungsrohre		1	-	-
Anzahl der Leerstäbe		-	-	2
Anzahl der Abstandshalter		8	9	7
Gesamtmasse des BE	kg	683	840	275,3
UO ₂ -Masse pro BE	kg	517,3	609,3	201,3
Anreicherung U 235	%	2 - 3,4	3,2	3,03
Spezifische Leistung	MW/t SM		35,95	26,5
Auslegungsabbrand	MWd/t SM		31500	28000

Tab. 2.1 Charakteristische Daten von LWR-Brennelementen

Quelle: KWU

	Aktivität / Ci/t SM /		Wärmeleistung / W/t SM /		Konzentration / g/t SM /	
	UO ₂	UO ₂ /MOX	UO ₂	UO ₂ /MOX	UO ₂	UO ₂ /MOX
Leichte Elemente	$8,7 \times 10^2$	$7,2 \times 10^2$	$1,0 \times 10^1$	$8,4 \times 10^0$	$1,3 \times 10^5$	$1,3 \times 10^5$
Spaltprodukte	$4,1 \times 10^5$	$3,9 \times 10^5$	$1,3 \times 10^3$	$1,2 \times 10^3$	$3,7 \times 10^4$	$3,7 \times 10^4$
Aktiniden	$1,0 \times 10^5$	$2,3 \times 10^5$	$2,3 \times 10^2$	$9,0 \times 10^2$	$9,6 \times 10^5$	$9,6 \times 10^5$
Gesamt	$5,1 \times 10^5$	$6,2 \times 10^5$	$1,5 \times 10^3$	$2,1 \times 10^3$	$1,1 \times 10^6$	$1,1 \times 10^6$

Tab. 2.2: Spezifische Aktivität, Wärmeleistung und Nuklidkonzentration von abgebrannten UO₂- bzw. UO₂/MOX-Brennelementen 7 Jahre nach Reaktorentladung.

	UO ₂	UO ₂ /MOX
γ-Strahlung / Photonen/s /	8,1 x 10 ¹⁵	8,1 x 10 ¹⁵
/ MeV/s /	7,5 x 10 ¹⁵	7,5 x 10 ¹⁵
n-Strahlung / n/s /	2,8 x 10 ⁸	2,1 x 10 ⁹

Tab. 2.3: Spezifische Photonen- und Neutronenquellstärke / 1/t SM / von abgebrannten UO₂- bzw. UO₂/MOX-Brennelementen 7 Jahre nach Reaktorentladung.

	n-Strahlung / n/s /	
	UO ₂	UO ₂ /MOX
α,n-Reaktionen	6,8 x 10 ⁶	1,6 x 10 ⁷
Spontanspaltung	4,0 x 10 ⁶	9,2 x 10 ⁶
Gesamt	1,1 x 10 ⁷	2,5 x 10 ⁷

Tab. 2.4: Spezifische Neutronenquellstärke / 1/t SM / der Pu-Isotope in abgebrannten UO₂- bzw. UO₂/MOX-Brennelementen 7 Jahre nach Reaktorentladung.

	Entladung		7 a nach Entladung	
	UO ₂	UO ₂ /MOX	UO ₂	UO ₂ /MOX
Pu-236	$8,2 \times 10^{-6}$	$4,6 \times 10^{-5}$	$1,5 \times 10^{-6}$	$8,4 \times 10^{-6}$
Pu-238	$1,5 \times 10^2$	$3,7 \times 10^2$	$1,6 \times 10^2$	$4,0 \times 10^2$
Pu-239	$4,9 \times 10^3$	$7,3 \times 10^3$	$5,1 \times 10^3$	$7,4 \times 10^3$
Pu-240	$2,4 \times 10^3$	$4,7 \times 10^3$	$2,4 \times 10^3$	$4,8 \times 10^3$
Pu-241	$1,3 \times 10^3$	$2,8 \times 10^3$	$9,6 \times 10^2$	$2,0 \times 10^3$
Pu-242	$5,6 \times 10^2$	$1,7 \times 10^3$	$5,6 \times 10^2$	$1,7 \times 10^3$
Pu-244	$3,9 \times 10^{-2}$	$1,1 \times 10^{-1}$	$3,9 \times 10^{-2}$	$1,1 \times 10^{-1}$
Gesamt	$9,3 \times 10^3$	$1,7 \times 10^4$	$9,2 \times 10^3$	$1,6 \times 10^4$

Tab. 2.5: Spezifische Plutoniumkonzentration / g/t SM / von abgebrannten UO₂- bzw. UO₂/MOX-Brennelementen bei bzw. 7 Jahre nach Reaktorentladung.

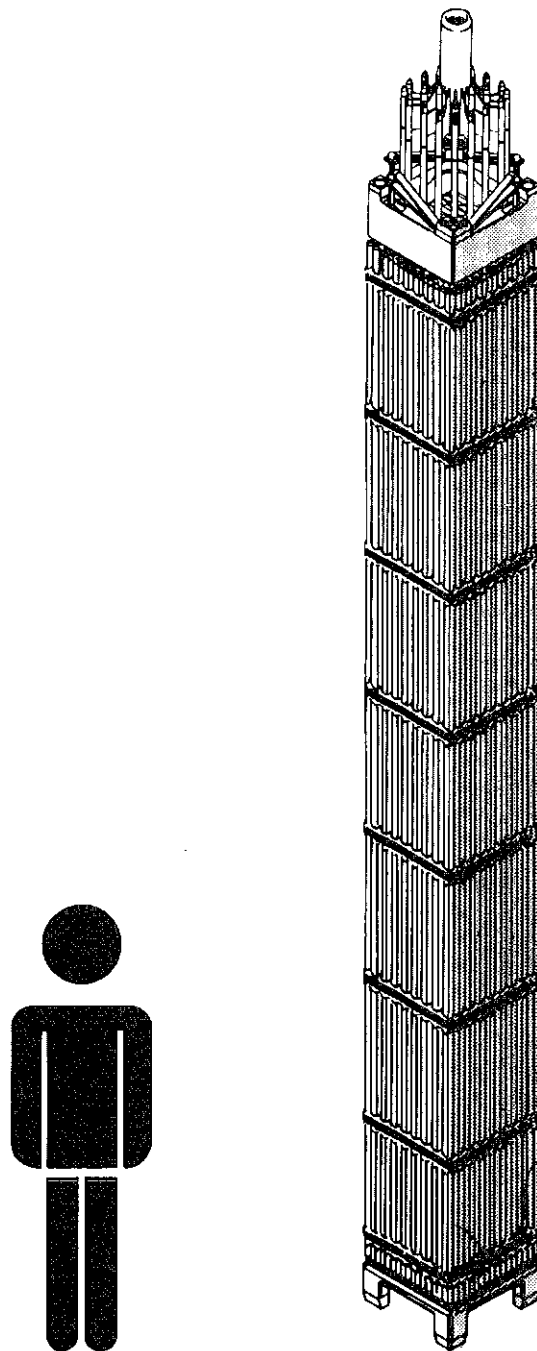


Abb. 2.1 Schematische Darstellung eines Druckwasserreaktor-Brennelements

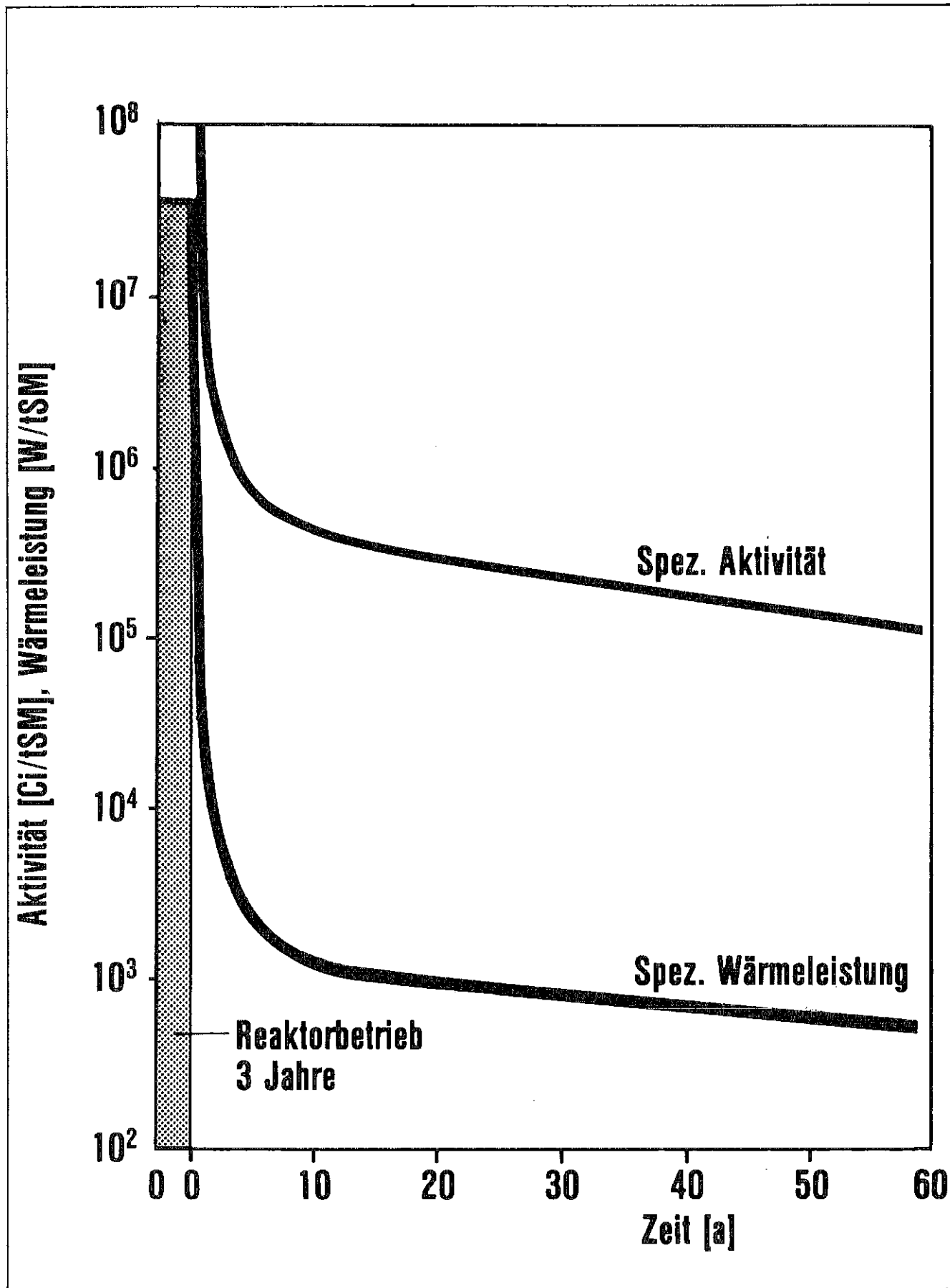


Abb. 2.2 Spezifische Aktivität und spezifische Wärmeleistung abgebrannter UO_2 -Brennelemente

3. Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente

Nach dem Beschluß der Regierungschefs von Bund und Ländern soll der großtechnische Einsatz der einen oder anderen Entsorgungsalternative Ende der neunziger Jahre erfolgen. Bis zu diesem Zeitpunkt müssen die bis dahin angefallenen abgebrannten Brennelemente zwischengelagert werden, soweit sie nicht in ausländischen Anlagen wiederaufgearbeitet werden. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde daher auch der Frage der Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente nachgegangen, vor allem unter dem Aspekt, ob sich aufgrund der langen Zwischenlagerzeiten technische oder sicherheitstechnische Probleme ergeben könnten.

Die Brennelemente werden nach ihrem Einsatz im Reaktor zunächst in den Lagerbecken der Kernkraftwerke zwischengelagert und danach, falls die Lagerkapazität am Kernkraftwerk erschöpft ist, in unabhängigen Zwischenlagern. Diese Zwischenlager können dabei gleichzeitig Eingangslager von Entsorgungsanlagen sein.

Durch eine mehrjährige Zwischenlagerung der abgebrannten Brennelemente wird der folgende Schritt der Entsorgungskette, die Verarbeitung der abgebrannten Brennelemente, wesentlich vereinfacht. Wie aus Abb. 2.2 zu entnehmen ist, nimmt die radioaktive Strahlung und die Wärmeentwicklung in den ersten Jahren nach der Entladung aus dem Reaktor um mehrere Größenordnungen ab.

Bei der Lagerung in den Lagerbecken der Kernkraftwerke handelt es sich um eine Naßlagerung, d.h. die Brennelemente befinden sich hierbei unter Wasser. Dabei dient das Wasser einmal zur Abführung der Nachzerfallswärme, zum anderen zur Abschirmung der radioaktiven Strahlung. Eine Zwischenlagerung in unabhängigen Lagern kann ebenfalls nach dem Prinzip der Naßlagerung erfolgen; hierbei wird die gleiche Technik verwendet wie in den Lagerbecken der Kernkraftwerke. Bei der Trockenlagerung hingegen wird die Wärme aus den abgebrannten Brennelementen über ein Gas - in der Regel Luft - abgeführt.

Bisher wurden Zwischenlager in oberirdischer bzw. oberflächennaher Bauweise geplant bzw. gebaut. Im Prinzip ist es auch denkbar, Brennelemente in einer

tiefen geologischen Formation, d.h. in einem Bergwerk zwischenzulagern. Auch hierbei würde es sich wahrscheinlich um eine Trockenlagerung handeln, wobei die Wärmeabfuhr entweder durch das geologische Medium oder durch die Bewetterung des Bergwerkes erfolgen würde.

Im folgenden wird zunächst auf die technischen und sicherheitstechnischen Aspekte der oberirdischen Zwischenlagerung bzw. der Zwischenlagerung in tiefen geologischen Formationen eingegangen. Anschließend werden die Kosten der einzelnen Zwischenlagervarianten miteinander verglichen sowie der Bedarf an Zwischenlagerkapazität für die Bundesrepublik Deutschland ermittelt. Abschließend werden die noch erforderlichen Entwicklungsarbeiten auf dem Gebiet der Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente angegeben.

3.1 Oberirdische Zwischenlagerung

3. 1.1 Technische Beschreibung der Lagerung

3.1.1.1 Naßlagerung

Lagerung im Lagerbecken des Kernkraftwerks

Die aus dem Reaktor entnommenen Brennelemente werden zuerst im Lagerbecken des Kernkraftwerks eingelagert, das sich bei deutschen Anlagen im Reaktorgebäude befindet. Wände und Boden des Lagerbeckens bestehen aus Stahlbeton und sind in der Regel mit Blechen aus rostfreiem Stahl ausgekleidet.

Die Brennelemente werden in Lagergestelle eingesetzt. Man unterscheidet Normal- und Kompaktgestelle. Bei den Normalgestellen wird die Unterkritikalität der Anordnung über den Abstand sichergestellt. Bei Kompaktgestellen muß wegen des geringen Zentralabstandes der Brennelemente ein Neutronenabsorber eingebaut werden. Aus diesem Grunde werden Absorberschächte eingesetzt, die entweder aus Borstahl gefertigt sind oder aus in Edelstahlhüllen eingeschweißten Bor-Karbidplatten bestehen.

Durch die Verwendung von Kompaktgestellen kann die Lagerkapazität in einem Kernkraftwerk von normalerweise einer Kernladung und ein bis zwei Wechselmengen auf eine Kernladung und maximal neun Wechselmengen beim Druckwasserreaktor

und zwölf Wechselmengen beim Siedewasserreaktor gesteigert werden. Die Kompaktlagerung ist heute Stand der Technik und wird bereits in mehreren Ländern praktiziert, wie aus Tab. 3.1 zu entnehmen ist.

Frankreich erwägt zur Zeit keine Kompaktlagerung, da die abgebrannten Brennelemente umgehend wiederaufgearbeitet werden sollen.

Basis der Auslegung aller sicherheitsrelevanter Komponenten von NaBlagern in Kernkraftwerken sind die Verhältnisse beim jährlichen Brennelementwechsel, wobei sicherheitshalber die Entladung des gesamten Kerns kurz nach Abschaltung des Reaktors angenommen wird. Zu diesem Zeitpunkt befindet sich im Lagerbecken das höchste Aktivitätsinventar und es wird die meiste Wärme freigesetzt. Gegenüber diesen Auslegungswerten nimmt das Aktivitätsinventar und die Nachzerfallswärme durch die bei der Kompaktlagerung zusätzlich eingelagerten Brennelemente nur um etwa 10 % bzw. 12 % zu, was von den vorhandenen betrieblichen Reserven des Kühlsystems bewältigt werden kann. Allerdings ist zu berücksichtigen, daß das Inventar an langlebigen Isotopen (J-129, Cs-137, Sr-90, Pu-239) linear mit der Menge an abgebrannten Brennelementen ansteigt. Als Beispiel sind in Abb. 3.1 die Wärmeleistung und die daraus resultierende maximale Temperatur des Beckenwassers beim Übergang von Normal- zur Kompaktlagerung für das Lagerbecken eines Kernkraftwerkes wiedergegeben.

Die Nachzerfallswärme wird über das notstromgesicherte Kühlsystem an die Umgebung abgeführt. Das Kühlsystem besteht dabei aus mehreren parallelen Kühlsträngen. Jeder Kühlstrang besitzt drei hintereinander geschaltete Kühlkreise, wodurch eine sichere Rückhaltung der radioaktiven Stoffe im Lagerbeckenwasser gewährleistet wird. Ein Reinigungssystem dient dazu, die Konzentration an Verunreinigungen im Lagerbeckenwasser gering zu halten.

Unabhängige Zwischenlager

Ein Konzept für ein derartiges Zwischenlager ist in Abb. 3.2 dargestellt. Die Lagerungstechnik, die Konstruktion der Lagerbecken und die sicherheitstechnischen Anforderungen unterscheiden sich dabei nicht von denjenigen in einem Kernkraftwerk. Auch hier können für die Einlagerung Normal- oder Kompaktgestelle verwendet werden.

Zwischenlager wurden bisher nur als Eingangslager für Wiederaufarbeitungsanlagen gebaut. Tab. 3.2 gibt einen Überblick über die in den einzelnen Ländern in Betrieb befindlichen oder betriebsbereiten unabhängigen Zwischenlager. Die Auslegungsbedingungen für Zwischenlager sind in den verschiedenen Ländern sehr unterschiedlich, wie aus Tab. 3.3 zu entnehmen ist.

Dies wird besonders deutlich, wenn man die Auslegung des Zwischenlagers GE Morris Operation vergleicht mit der Auslegung eines in der Bundesrepublik Deutschland konzipierten Zwischenlagers.

3.1.1.2 Trockenlager

Die Trockenlagerung abgebrannter Brennelemente aus Leichtwasserreaktoren hat noch nicht den Entwicklungs- und Erfahrungsstand erreicht wie die Naßlagerung. Man kann jedoch auf die Techniken zurückgreifen, die für die Trockenlagerung abgebrannter Brennelemente aus gas- oder schwerwassergekühlten Reaktoren verwendet werden. Eine schematische Darstellung der einzelnen Trockenlagerkonzepte wird in Abb. 3.3 gegeben. Es handelt sich hierbei um

- Lagerbehälter
- Senkschächte
- Einkreisblocklager
- Zweikreisblocklager.

Bei allen diesen Trockenlagerkonzepten kann weitgehend auf den Einsatz aktiver Kühlkomponenten verzichtet werden. Die Konzepte können sogar so ausgelegt werden, daß die Kühlung im Normal- und Störfall völlig passiv erfolgt. Die Nachzerfallswärme der abgebrannten Brennelemente wird durch Strahlung und/oder Wärmeleitung und/oder Naturkonvektion des Kühlgases (meistens Luft) an die Umwelt übertragen. Bei den vier dargestellten Trockenlagerkonzepten ist das Aktivitätsinventar in den Brennelementen durch mehrere Barrieren von der Umwelt getrennt.

Der weltweite Entwicklungsstand von Trockenlagern für abgebrannte Brennelemente aus Reaktoren mit verschiedenen Kühlmitteln ist in Tab. 3.4 zusammengefaßt. Man kann daraus entnehmen, daß Erfahrungen vor allem mit der Trockenlagerung von Brennelementen aus gas- oder schwerwassergekühlten Reaktoren

vorliegen. Für den Einsatz von Trockenlagern für abgebrannte Brennelemente aus Leichtwasserreaktoren werden zur Zeit in der Welt folgende Konzepte verfolgt:

- In Deutschland wurden Lager-Transport-Behälter aus Sphäroguß von GNS/DWK und von TN entwickelt. Diese Behälter müssen Prüfungen bestehen entsprechend den IAEA-Vorgaben für Typ B(U)-Behälter. Im einzelnen ist dabei nachzuweisen, daß ein solcher Behälter noch ausreichende Schutzfunktion behält nach:
 - einem Fallversuch aus 9 m Höhe auf ein unnachgiebiges Stahl-Beton-Fundament
 - einem Fallversuch aus 1 m Höhe auf einen Stahldorn
 - Lagerung in einem Feuer mit einer Temperatur von 800 °C für eine halbe Stunde
 - Lagerung über acht Stunden in 15 m Wassertiefe.

Ein entsprechender Lager-Transport-Behälter vom Typ CASTOR ist in Abb. 3.4 dargestellt. Er befindet sich zur Zeit in der Genehmigungsphase. Die Zulassung wurde von der PTB am 6.5.1980 für CASTOR IA (4 DWR-Brennelemente) erteilt. Neben den Prüfungen entsprechend der IAEA-Richtlinien wurden mit einem derartigen Behälter folgende Tests durchgeführt, ohne daß es zu einem Integritätsverlust kam:

- Falltest mit einem auf minus 40 °C abgekühlten Behälter
- Aufprall eines 1 t schweren Körpers mit etwa 300 m/s Geschwindigkeit auf diesen Behälter.

Die Lager-Transport-Behälter werden in einem leichtgebauten Gebäude eingestellt. Inzwischen hat die DWK die Genehmigung für derartige Zwischenlager mit Standort Ahaus und Gorleben beantragt. Weitere Anträge wurden von der NWK für den Standort Stade und von der Preag für den Standort Würgassen gestellt.

- In den USA ist seit Januar 1979 ein Druckwasserreaktor-Brennelement in einem Beton-Lagerbehälter eingelagert. Dieser Versuch findet in der Nevada Test Site statt. Dort befinden sich seit Januar 1979 außer-

dem zwei Druckwasserreaktor-Brennelemente in je einem Senkschacht. Die Versuche in den USA sollen eine Laufzeit von bis zu fünf Jahren haben.

- In Deutschland sind Einkreis-Trockenlager und Zweikreis-Trockenlager von NUKEM, KWU und BBC entwickelt worden. Ein spezieller Typ eines Zweikreis-Trockenlagers in Modulbauweise wurde von ELEKTROWATT (Schweiz) vorgestellt. Grundsätzlich werden bei dieser Art von Trockenlagerung gekapselte Brennelemente eingesetzt.

3.1.2 Verhalten abgebrannter Brennelemente

3.1.2.1 NaBlagerung

In der Bundesrepublik liegen umfangreiche Erfahrungen mit der NaBlagerung abgebrannter Brennelemente vor. Der bisher längste Lagerzeitraum erstreckt sich über mehr als acht Jahre. Im Kernkraftwerk Obrigheim wird zu diesem Thema ein umfangreiches Untersuchungsprogramm durchgeführt. Darunter befinden sich sieben Jahre alte Brennstäbe mit einem Abbrand von 23.000 MWd/t und sechs Jahre alte Brennstäbe mit einem Abbrand von 39.000 MWd/t. Im Ausland liegen etwa 20jährige Erfahrungen mit der Lagerung von Brennelementen mittleren Abbrandes und etwa 12jährige Erfahrungen mit der Lagerung von Brennelementen hohen Abbrandes vor.

Die weltweiten Erfahrungen zur NaBlagerung lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- In keinem Fall wurde bisher ein Angriff oder eine Schwächung der Hüllrohre oder der Strukturteile eines Brennelementes festgestellt. Das bedeutet insbesondere, daß in keinem Fall durch die NaBlagerung die Hantierbarkeit eines Brennelementes beeinträchtigt wurde oder neue Brennstabdefekte auftraten.
- Brennelemente, die während der Einsatzzeit im Reaktor defekt wurden, wurden in fast allen Lagerbecken ohne besondere Kapselung gelagert. Die geringfügige Spaltproduktfreisetzung aus den defekten Brennstäben wird ohne Schwierigkeit durch das Reinigungssystem des Lagerbeckens beherrscht.

- An defekten Brennstäben wurde in keinem Fall eine Ausweitung der Hüllrohrschädigung beobachtet.

Aufgrund dieser Beobachtungen und theoretischer Abschätzungen, bei denen alle potentiellen Schadensmechanismen berücksichtigt wurden, ist zu erwarten, daß die Naßlagerung abgebrannter Brennelemente mindestens bis zu Lagerzeiträumen von 50 Jahren keine Probleme aufwerfen sollte. Die zur Zeit laufenden Forschungsprogramme haben die Aufgabe, den vorhandenen Kenntnisstand weiter zu vertiefen und eventuell erst langfristig wirkende Schadensmechanismen rechtzeitig zu erkennen.

3.1.2.2 Trockenlagerung

Aufgrund des schlechten Wärmeübergangs bei der Trockenlagerung ist die Temperatur der abgebrannten Brennelemente und damit die Belastung der Brennelementhüllrohre höher als bei der Naßlagerung. Je länger man jedoch vor der Trockenlagerung die Brennelemente in einem Wasserbecken zwischenlagert, desto mehr passen sich die Temperaturverhältnisse bei der Trockenlagerung denen der Naßlagerung an. Abb. 3.5 gibt die Temperaturverhältnisse für die Brennelemente in einem CASTOR-Behälter wieder, ähnlich liegen die Verhältnisse bei den anderen in Abschnitt 3.1.1.2 erwähnten Trockenlagerkonzepten.

In der Bundesrepublik Deutschland liegen bisher noch keine Erfahrungen mit der Trockenlagerung von LWR-Brennelementen vor, allerdings wurden mehrfach Trockentransporte von abgebrannten Brennelementen durchgeführt. Die Temperaturen der Brennelemente lagen dabei bei 400 °C und höher, die Transportzeiten erstreckten sich über Zeiträume von wenigen Tagen bis zu einigen Wochen. Trotz dieser relativ hohen Temperaturen wurden keine Defekte an den Brennelementhüllrohren beobachtet.

Über die Erfahrungen in den USA mit der Trockenlagerung von LWR-Brennelementen liegen bisher keine Berichte vor. CANDU-Brennelemente, die ebenfalls Zircaloy als Hüllmaterial verwenden, werden seit fünf Jahren in Kanada trocken gelagert. Die Erfahrungen lassen in Kanada den Schluß zu, daß aus

der Sicht der Korrosion der Hüllrohre Lagerzeiten von 50 bis 100 Jahren als unbedenklich angesehen werden. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, daß aufgrund des geringen Abbrandes der CANDU-Brennelemente diese Erkenntnisse nicht ohne weiteres auf das Verhalten von LWR-Brennelementen übertragbar sind. Ein Versuchsprogramm in Kanada zeigte, daß der Brennstoff in defekten Brennelementen bei der Lagerung in Luft aufoxidiert, was zur Kontamination von Lagerbehältern führen kann. Dieses Problem läßt sich durch die Verwendung eines Schutzgases, z.B. He, vermeiden.

Zur Beurteilung der Langzeitlagerfähigkeit von abgebrannten Brennelementen und speziell der Hüllrohrintegrität unter Trockenlagerbedingungen wurden folgende Mechanismen auf ihre Relevanz und gegebenenfalls auf ihre Auswirkungen hin diskutiert:

- Korrosion der Hüllrohre von außen (Oxidation)
- Korrosion der Hüllrohre von innen (Oxidation, Jod)
- Wasserstoffaufnahme und Thermodiffusion des Wasserstoffs in Abhängigkeit von Temperaturgradienten
- Ribausbreitung der während des Betriebes entstandenen Anrisse der Hüllrohrinnenoberfläche
- Kriechverformung der Hüllrohre unter Innendruck
- punktuelle Defekte (Lochfraß)
- galvanische Korrosion und
- Heliumversprödung des Zircalloys.

Nach den vorliegenden Erfahrungen und/oder theoretischen Analysen wird davon ausgegangen, daß die erwähnten Schadensmechanismen nicht zu Hüllrohrschäden führen werden, solange bestimmte maximale Temperaturen nicht überschritten werden. Durch Wahl entsprechender Abklingzeiten in Naßlagern kann sichergestellt werden, daß diese Temperaturen bei der Trockenlagerung auf jeden Fall unterschritten werden.

Selbst wenn es jedoch zu Hüllrohrdefekten kommen sollte, existieren bei allen Trockenlagerkonzepten noch weitere Barrieren, so daß eine Gefährdung der Umwelt ausgeschlossen werden kann. Lediglich die sich in der Entsorgungskette anschließenden Schritte könnten dadurch geringfügig erschwert werden.

3.1.3 Verhalten der Anlagenwerkstoffe

Die Werkstoffe, die sowohl bei der Naß- als auch bei der Trockenlagerung für die Anlagentechnik der Lager verwendet werden, sind überwiegend Stahl und Beton.

Bei der Naßlagerung liegt als Kühlmedium vollentsalztes Wasser vor. Bei allen Lagerbecken hat sich bisher im Zuge der Betriebserfahrung gezeigt, daß die Materialien, die mit dem Lagerbeckenwasser in Berührung kommen, keinen Korrosionsangriffen ausgesetzt sind, die ein Versagen dieser Materialien während der Betriebszeit der Lager erwarten lassen. Auch für die Gebäudestruktur, die aus Stahlbeton besteht, ist unter den vorherrschenden Bedingungen keine Beeinträchtigung der Funktionsfähigkeit zu erwarten.

Wie bereits erwähnt wurde, liegen bei der Trockenlagerung höhere Temperaturen als bei der Naßlagerung vor. Die Atmosphäre, in der sich die Lagerbauteile befinden, ist im allgemeinen relativ trockene Luft. Eine Korrosion ist daher weitgehend auszuschließen.

Bei einem Einkreis-Blocklager und bei Behälterlagern hängt die relative Luftfeuchte im Lagerbereich von den klimatischen Bedingungen der Umgebung ab. Eine dabei unter Umständen auftretende höhere Luftfeuchtigkeit wird bei der Auslegung bereits angemessen berücksichtigt. Bei Lagerbehältern aus Beton und bei Blocklagern, bei denen die Gebäudestruktur aus Stahlbeton besteht, zeigen die bisherigen Erfahrungen und Analysen, daß keine Temperaturen auftreten, die zur Schädigung des Betons führen. Die Strahlenbelastung ist so gering, daß es hierdurch zu keiner Beeinträchtigung des Betons oder der Stahlbauteile kommt.

3.1.4 Emissionen, Strahlenbelastung, Betriebsabfälle

3.1.4.1 Naßlagerung

Die Aktivitätsabgabe aus dem Lagerbecken eines Kernkraftwerkes ist vernachlässigbar gering gegenüber den anderen Abgabequellen des Kernkraftwerkes und

kann daher nicht gesondert angegeben werden. Die Emissionen und die daraus resultierenden Strahlenbelastungen in der Umwelt sind für ein modernes Kernkraftwerk ebenso wie die entsprechenden Angaben für ein unabhängiges Zwischenlager mit einer Lagerkapazität von 3000 t in Tab. 3.5 zusammengestellt. Man erkennt, daß die Strahlenbelastung durch das unabhängige Zwischenlager vergleichsweise gering gegenüber dem LWR-Kernkraftwerk ist, vor allem wenn man berücksichtigt, daß das unabhängige Zwischenlager abgebrannte Brennelemente aus ca. 100 Betriebsjahren eines modernen Kernkraftwerkes enthält.

Betriebserfahrungen über die Strahlenbelastung des Personals liegen für das Zwischenlager der GE Morris Operation vor. Für das gesamte Bedienungs- und Fremdpersonal (etwa 140 Personen) fielen dabei zwischen 0,3 und 5 Mann-rem pro Tonne entladenen Kernbrennstoff an. Die höhere Dosisbelastung wurde vor allem durch kleinere Transportbehälter und damit öftere Handhabung bewirkt. Interessant ist in diesem Zusammenhang, daß etwa 66 % der Strahlenbelastung den Teil des Personals betraf, der die Transportbehälter gehandhabt und die Brennelemente entladen hat. Diese Arbeiten wurden mit einfachen Vorrichtungen und so weit wie möglich per Hand erledigt, so daß sich die hier angegebenen Werte nicht ohne weiteres auf ein modernes Naßlager mit verstärktem Einsatz von Fernbedienungstechniken übertragen lassen.

Die vergleichsweise großen Mengen an Sekundärwaste durch die Reinigungssysteme des Lagerbeckenwassers stellen zweifelsohne einen Nachteil der Naßlagerung dar. Erfahrungen mit dem Brennelementlager der GE Morris Operation zeigen, daß mit etwa 1,1 Fässern konditionierter Abfälle (200-Liter-Faß) pro eingelagerter Tonne Brennstoff und Jahr zu rechnen ist. Für das ehemals in Gorleben geplante Eingangslager des Entsorgungszentrums wurden 2,3 Fässer pro eingelagerter Tonne Brennstoff und Jahr abgeschätzt, wobei zu berücksichtigen ist, daß aufgrund der andauernden Ein- und Auslagerungen von Brennelementen und der damit verbundenen Bewegungen im Wasserbecken eine erhöhte Abgabe von Korrosionsprodukten an das Kühlwasser erfolgt.

3.1.4.2 Trockenlagerung

Bei den Konzepten für die Trockenlagerung geht man von einer trockenen Entladung der ankommenden Transportbehälter aus. Demzufolge ist nur mit einem

Anfall von gasförmigen Isotopen und einer geringen radioaktiven Aerosolbildung zu rechnen. Aus der Literatur liegen, soweit es sich um betriebene Trockenlager handelt, keine Betriebserfahrungen über Emissionen vor.

Bezüglich der Dosisbelastung des Personals geht die KWU davon aus, daß bei ihrem Zweikreis-Trockenlager die Mannschaft, die den Transportbehälter handhabt, entlädt und die abgebrannten Brennelemente kapselt und einlagert, eine Gesamtdosis von 25 Mann-mrem pro angeliefertem Behälter erhält. Der überwiegende Teil entfällt dabei auf die Personen, die den Transportbehälter handhaben.

Der Anfall an Betriebsabfällen ist bei der Trockenlagerung bedeutend geringer als bei der Naßlagerung. Während der Beladephase fallen bei Blocklagern und Behälterlagern voraussichtlich zwischen 0,3 und 0,6 Fässer (200-Liter-Faß) konditionierter Abfall pro Tonne eingelagertem Brennstoff und Jahr an. Während der eigentlichen Betriebsphase verringern sich dieser Werte noch wesentlich (ca. Faktor 2 bis 3).

3.1.5 Störfälle und ihre Auswirkungen

Bei der Naß- und Trockenlagerung von abgebrannten Brennelementen ist jederzeit sicherzustellen, daß

- die Unterkritikalität der Anordnung gewährleistet ist,
- die Nachzerfallswärme abgeführt wird und
- unzulässige Aktivitätsfreisetzungen verhindert werden.

Die Unterkritikalität wird vorwiegend durch konstruktive Maßnahmen sichergestellt. Dabei wird auch berücksichtigt, daß selbst beim Absturz eines Brennelementes in ein Naßlager oder einer Brennelementkapsel in einem Trockenlager keine kritische Anordnung entstehen darf.

Durch Auslegung der für die Kühlung notwendigen Systeme oder Anordnung der einzelnen Komponenten wird dafür Sorge getragen, daß ein Kühlmittelverlust (Naßlagerung) oder eine Unterbrechung der Wärmeabfuhr nicht in einem Maße möglich ist, der zu einer Gefährdung führt. Ein gelegentlich geäußerter Punkt

der Kritik wird darin gesehen, daß Naßlager im Gegensatz zu Trockenlager auf aktive Komponenten zur Abfuhr der Nachzerfallswärme angewiesen sind. Eine neuere Studie zeigt jedoch, daß nach einer Abklingzeit am Reaktor von einigen Jahren auch unabhängige Naßlager, wie z.B. das der WAK, durch natürliche Wärmeabgabe über Verdunstung und Konvektion, d.h. ohne aktive Kühlkreisläufe, sicher die Nachzerfallswärme der Brennelemente abführen können, sofern Energiedichten von $0,4 \text{ kW/m}^3$ nicht überschritten werden und die Lüftung der Lagerbeckenhalle in Betrieb ist. / 3.1 /.

Hinsichtlich einer Aktivitätsfreisetzung ist bei anlageninternen Störfällen der Absturz eines abgebrannten Brennelements zu berücksichtigen. Analysen zeigen, daß sogar der Absturz eines gerade aus dem Reaktor entnommenen Brennelements beim Brennelement-Wechsel im Kernkraftwerk nur zu einer sehr geringen Dosisbelastung führt, die z.B. bei der Ganzkörperbelastung nur etwa 1 % der zulässigen Dosisgrenzwerte für Störfälle ausmacht. Außerdem wird festgelegt, daß schwere Lasten nicht so transportiert werden dürfen, daß sie auf eingelagerte Brennelemente abstürzen und diese beschädigen.

Unter dem Begriff "Einwirkungen von außen" (EVA) wird eine Reihe von physikalisch unterschiedlichen Lastfällen verstanden (z.B. Erdbeben, Flugzeugabsturz, Explosionsdruckwelle). Alle Anlagenteile, die erforderlich sind, die Unterkritikalität sicherzustellen, die Nachzerfallswärme abzuführen und eine unzulässige Freisetzung radioaktiver Stoffe zu verhindern, sind gegen diese Einwirkungen ausgelegt.

Abschließend sollen die wesentlichen Unterschiede zwischen Naß- und Trockenlagerung noch einmal kurz zusammengefaßt werden:

- Die Naßlagerung ist seit etwa zwei Jahrzehnten im technischen Maßstab erprobt. Einige Trockenlagerkonzepte haben bereits einen sehr fortgeschrittenen Entwicklungsstand erreicht und stehen kurz vor ihrer technischen Einführung.
- Naßlager wurden bisher meistens mit aktiven Komponenten im Kühlsystem ausgestattet, bei der Trockenlagerung kann darauf weitgehend verzichtet werden.

- Ein Naßlager ist im allgemeinen nicht so standortunabhängig wie ein Trockenlager, da normalerweise Wasser zur Wärmeabfuhr in die Umgebung zur Verfügung stehen muß.
- Die Beanspruchung der Brennelementmaterialien und Lagerkomponenten ist bei der Naßlagerung wegen der niedrigeren Temperaturen geringer als bei der Trockenlagerung.
- Die radioaktiven Betriebsabfälle sind bei der Trockenlagerung bedeutend geringer als bei der Naßlagerung.

3.2 Zwischenlagerung in tiefen geologischen Formationen

Die Endlagerung von radioaktiven Abfällen in Formationen des tiefen geologischen Untergrundes wird als eine sichere Methode zur Beseitigung dieser Abfälle angesehen. In letzter Zeit ist wiederholt die Frage aufgeworfen worden, ob der Vorteil, den eine tiefe geologische Formation für die Endlagerung bietet, auch für eine Zwischenlagerung von abgebrannten Brennelementen genutzt werden könnte. Für diese Art der Zwischenlagerung wurde bisher manchmal auch die Bezeichnung "rückholbare Endlagerung" verwendet. Im folgenden sollen daher kurz die verschiedenen Aspekte der Zwischenlagerung in Formationen des tiefen Untergrundes erörtert und die Unterschiede zur Endlagerung herausgearbeitet werden.

3.2.1 Randbedingungen für das Zwischenlagerkonzept

Wie bei jeder Zwischenlagerung von abgebrannten Brennelementen muß auch bei einer Zwischenlagerung in geologischen Formationen bei Bedarf ein Zugriff zu den abgebrannten Brennelementen möglich sein. Im vorliegenden Fall läuft das auf die Forderung hinaus, daß die nach unter Tage verbrachten Brennelemente nach einer Entscheidung über ihre Weiterverwendung mit einem vertretbaren technischen Aufwand wieder nach über Tage transportiert werden können. Darüberhinaus muß bei der Rückholung sichergestellt sein, daß es zu keiner

Beschädigung der Behälter mit abgebrannten Brennelementen kommt. Diese Forderungen lassen sich praktisch nur durch ein offenes Zwischenlagerbergwerk erfüllen, d.h. die zum Zweck der Zwischenlagerung aufgefahrenen Hohlräume können nicht verfüllt werden.

Beim Konzept der Zwischenlagerung wird davon ausgegangen, daß der vorgesehene Salzstock später im Falle einer Entscheidung für die Wiederaufarbeitung auch für die Endlagerung der Wiederaufarbeitungsabfälle verwendet werden kann. Das bedeutet, daß als untertägliches Zwischenlagerfeld nur der Teil des Salzstocks zur Verfügung steht, der im PTB-Konzept für die Endlagerung der wärmentwickelnden Abfälle vorgesehen ist (Ostflügel). Die technischen Einrichtungen des Zwischenlagerbergwerks sollten sich, ebenfalls im Interesse einer späteren Weiterverwendung des Bergwerks, eng an das PTB-Konzept anlehnen.

Ähnlich wie beim Endlagerkonzept für konditionierte Brennelemente werden die abgebrannten Brennelemente zunächst 10 Jahre oberirdisch gelagert, bevor sie nach unter Tage verbracht werden. Zur Festlegung der Fördereinrichtung und der Lagervolumina wurde von einer jährlichen Einlagerung von 700 t abgebrannte Brennelemente ausgegangen. Als Zeitraum für die unterirdische Zwischenlagerung wurden 20 Jahre angenommen.

3.2.2 Technische Beschreibung des Zwischenlagers

Für die Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente in einer Steinsalzformation wurden zwei Konzepte näher untersucht, nämlich die Bohrlochlagerung und die Behälterlagerung.

3.2.2.1 Bohrlochlagerung

Diese Art der Zwischenlagerung hat starke Ähnlichkeit mit dem Konzept zur Endlagerung abgebrannter Brennelemente, auf das in Kapitel 5.3.2 näher eingegangen wird. In einer oberirdischen Konditionierungsanlage wird jeweils ein Brennelement in einen gasdichten Behälter aus einem korrosionsbeständigen Material verpackt. An die Verpackung für die zwischenzulagernden Brennelemente sind dabei die gleichen Anforderungen zu stellen wie bei den endzulagernden Brennelementen. Diese Anforderungen werden in Abschnitt 4.3.2.1 näher diskutiert.

Der Transport der konditionierten Brennelemente nach unter Tage bis zu den Bohrlöchern der Einlagerungsstrecke erfolgt mit speziellen Typ-B-geprüften Abschirmbehältern. Die Logistik für dieses Zwischenlagerkonzept ist in Abb. 3.6 wiedergegeben, weitere Einzelheiten sind aus Abb. 3.7 zu entnehmen.

Um eine Rückholbarkeit der eingelagerten Brennelemente sicherzustellen, müssen die Bohrlöcher verrohrt werden. Die Wandstärke der Verrohrung ist dabei so zu dimensionieren, daß es während der Zwischenlagerung zu keiner unzulässigen Verformung der Einlagerungsbohrung durch den Konvergenzdruck des Gebirges kommt. Hierin liegt ein wesentlicher Unterschied zum Endlagerkonzept für abgebrannte Brennelemente. Während in einem Endlager umgehend das Bohrloch verfüllt wird und es durch die anschließende Konvergenz des Bohrlochs bereits in einer sehr frühen Phase zu einem innigen Kontakt zwischen den Abfallbehältern und dem Salzgestein kommt, wird im Falle der Zwischenlagerung zugunsten der Rückholbarkeit bewußt auf diese zusätzliche Barriere verzichtet.

Nach der Einlagerung der Brennelemente wird das Bohrloch mit einem Schieber zur Einlagerungsstrecke hin verschlossen. Im Falle der Endlagerung wird sofort nach Füllen sämtlicher Bohrlöcher in einer Strecke - dazu sind ca. 17 bis 18 Tage erforderlich - die Strecke versetzt, d.h. aufgefüllt und damit hermetisch vom übrigen Bergwerk isoliert. Wie bereits erwähnt wurde, müssen beim Zwischenlager die Strecken offenbleiben. Zudem wird durch die Bewetterung der Strecken eine direkte Verbindung nach über Tage hergestellt.

Um trotz der offenen Strecken ein gewisses Maß an Sicherheit bei einem begrenzten Wasserzutritt zu erzielen, wurde für dieses Zwischenlagerkonzept in Anlehnung an das schwedische Endlagerkonzept für abgebrannte Brennelemente vorgesehen, eine zusätzliche Barriere in Form von Bentonitsteinen zu schaffen, die in dem aus technischen Gründen erforderlichen Sohlegraben einer Einlagerungsstrecke angeordnet werden. Ob Bentonit, eine spezielle Tonart, in Salz als zusätzliche Barriere eingesetzt werden kann und welches zusätzliche Maß an Sicherheit dadurch zu erzielen ist, läßt sich heute noch nicht abschließend beurteilen. Erste Überlegungen lassen jedoch bisher keine prinzipielle Einwände erkennen. Auf die Streckensohle und über die Bentonitsteine

wird eine wasserundurchlässige und plastische Vergußmasse aufgetragen, die sich relativ leicht wieder bei Bedarf entfernen läßt. Aus Abb. 3.8 sind Einzelheiten dieses Konzeptes zu entnehmen. Durch die Bentonitsteine und die plastische Vergußmasse kann jedoch nicht der gleiche Sicherheitsgewinn erzielt werden wie durch das Verfüllen der Bohrlöcher und Versetzen der Strecken. Diese Barriere dürfte nur bei begrenztem Wasserzutritt und über relativ kurze Zeiträume ihre Funktionsfähigkeit behalten.

In dem für die Zwischenlagerung vorgesehenen Ostflügel des Salzstocks können vier Einlagerungsfelder mit insgesamt 120 Einlagerungsstrecken aufgefahren werden. Jede Einlagerungsstrecke hat eine Länge von 600 m. Bei einem Bohrlochabstand von 6 m könnten insgesamt etwa 10 Jahre lang jeweils 700 t Brennelemente pro Jahr eingelagert werden. Ob ein Bohrlochabstand von 3 m unter gebergstechnischen und sicherheitstechnischen Aspekten realisiert werden kann, ist noch nicht abschließend geklärt. Sollte sich dieser Abstand nicht verwirklichen lassen, müßten zwei Einlagerungsebenen aufgefahren werden, um einen 20jährigen Einlagerungsbetrieb sicherzustellen.

3.2.2.2 Behälterlagerung

Die zweite Möglichkeit einer unterirdischen Zwischenlagerung ist die Lagerung in modifizierten Transportbehältern. Da beim vorliegenden Konzept die Tragkraft der Fördereinrichtungen des PTB-Endlagers (40 t) als Basis herangezogen wurde, lassen sich die für die oberirdische Trockenlagerung vorgesehenen CASTOR-Behälter (Gewicht ca. 60 bis 100 t) mit der geplanten Fördereinrichtung nicht nach unter Tage verbringen. Es dürfte jedoch keine prinzipielle Schwierigkeiten bereiten, die Fördereinrichtungen auf eine Tragkraft von 100 t auszuliegen, allerdings ist dazu noch ein gewisser Entwicklungsaufwand erforderlich, speziell um die kerntechnischen Sicherheitsanforderungen erfüllen zu können.

Der für das vorliegende Konzept vorgeschlagene modifizierte Transportbehälter ist in Abb. 3.9 wiedergegeben. Er kann drei Druckwasserreaktor-Brennelemente aufnehmen und wiegt mit Brennelementen insgesamt ca. 40 t. Der Transportbehälter wird senkrecht stehend im Schacht nach unter Tage gefördert und anschließend liegend zu den Zwischenlagerstrecken transportiert. Dort läßt ein Brückenkran den Behälter ab. Eine schematische Darstellung der Lagerstrecke und der Entladeeinrichtungen wird in Abb. 3.10 gegeben.

Im Ostflügel des Salzstockes lassen sich mit diesem Zwischenlagerkonzept bedeutend mehr abgebrannte Brennelemente zwischenlagern als bei der Bohrlochlagerung. Insgesamt ließen sich in den Lagerstrecken bei einer Lagerebene 30 Jahre lang 700 t/a bzw. 20 Jahre lang 1100 t/a einlagern.

3.2.3 Verhalten des Zwischenlagers im Normalbetrieb

Bei der Bohrlochlagerung wird die Nachzerfallswärme der Brennelemente über das Salz abgeführt. Aufgrund der Verrohrung liegt die Temperatur an der Behälteroberfläche mit 115 °C um etwa 15 °C höher als im Falle des direkten Kontaktes mit dem Salz (Endlagerung). Bei der Transportbehälterlagerung erfolgt die Wärmeabfuhr über die Bewetterung der Strecken. Überschlägige Rechnungen zeigen, daß selbst bei 14.000 t zwischengelagerten Brennelementen die vorgesehenen Wettergeschwindigkeiten ausreichen, um die Kühlung der Transportbehälter sicherzustellen. So liegen z.B. bei den diskutierten Wettergeschwindigkeiten von 0,25 m/s bzw. 3 m/s die Temperaturerhöhungen des Grubenwetters bei etwa 20 °C bzw. 1,5 °C. Die während der Zwischenlagerung zu erwartenden Temperaturen dürften für die Integrität der Brennstäbe und Behälter während der Lagerzeit keine Probleme aufwerfen, wobei noch zu berücksichtigen ist, daß die Temperaturen während der Zwischenlagerung weiter abnehmen.

Auch bei der Bohrlochlagerung ist eine Bewetterung der Strecken erforderlich. Durch die damit verbundene Abkühlung des Salzes im Bereich der Strecken kann voraussichtlich sichergestellt werden, daß es zu keiner unzulässigen Konvergenz der Strecken und damit zu keiner Gefährdung der Rückholbarkeit während des angestrebten Zwischenlagerzeitraums von 20 Jahren kommt.

Eine Freisetzung von radioaktiven Stoffen - speziell von radioaktiven Spaltgasen - erscheint in Normalbetrieb aufgrund der gewählten Konzeptionen sehr unwahrscheinlich. Dazu trägt einmal im Fall der Bohrlochlagerung der Verzicht auf ein Füllmaterial im Brennelementbehälter bei, so daß das gesamte Behältervolumen im Falle von Brennstabdefekten für einen Druckabbau zur Verfügung steht, zum anderen können im Fall der Transportbehälterlagerung ähnlich wie beim CASTOR-Behälter mehrere Dichtungen und Deckel pro Transportbehälter verwendet werden, so daß selbst bei defekten Brennelementen ein Austreten von Spaltgas verhindert werden kann.

Die Strahlenbelastung des Betriebspersonal dürfte bei der Zwischenlagerung in geologischen Formationen erheblich höher liegen als bei einer oberirdischen Zwischenlagerung. Aufgrund der relativ langen untertägigen Transportwege (im Extremfall bis zu 4 km), der Notwendigkeit zur Ankupplung von Hebezeugen beim Umkippen und Aufrichten der Behälter und der erschwerten Arbeitsbedingungen unter Tage ist die Aufenthaltsdauer des Betriebspersonals in der Nähe der Transportbehälter bedeutend länger als bei einer oberirdischen Zwischenlagerung. Hinzu kommt, daß die Neutronendosisleistung in kleinen Räumen, wie sie unter Tage existieren, durch die Streustrahlung gegenüber hallenartigen Räumen etwa um den Faktor 2 höher liegt.

3.2.4 Störfälle und ihre Auswirkungen

Von den Störfällen, die in einem Zwischenlagerbergwerk auftreten können, sollen hier nur zwei herausgegriffen werden, weil hier die wesentlichen sicherheitstechnischen Unterschiede zwischen einem Endlager und einem Zwischenlager demonstriert werden können.

Die Behälterlagerung ist auf eine Bewetterung zur Wärmeabfuhr angewiesen. Während in einem oberirdischen Transportbehälterlager auch nach weitreichenden Störfällen eine ausreichende Wärmeabfuhr sichergestellt ist, ist dies bei der Zwischenlagerung in geologischen Formationen (12 MW bei 14.000 t Brennelementen) nicht ohne weiteres gewährleistet, vor allem dann nicht, wenn es zu einer Verschüttung der Schächte kommt. Hier müßten jedoch noch genauere Analysen durchgeführt werden, um festzustellen, welche Temperaturen sich dabei einstellen und ob die Behälterintegrität dabei noch gewährleistet bleibt. Bei der Bohrlochlagerung ist hingegen eine Beeinträchtigung der Kühlung nicht zu befürchten, da die Wärmeabfuhr über das Salzgestein erfolgt.

Ein Störfall, der für ein Endlager- oder Zwischenlagerbergwerk sehr unwahrscheinlich ist, der aber trotzdem bei Störfallbetrachtungen berücksichtigt werden muß, ist der Störfall "Wassereintrich". Hierbei wird der ebenso unwahrscheinliche Fall postuliert, daß die zufließenden Wassermengen so groß sind, daß sie nicht mehr abgepumpt werden können. In diesem Fall muß das Bergwerk aufgegeben werden, an eine Rückholung der Brennelemente ist nicht mehr zu denken.

Die wesentlichen Unterschiede zwischen einem Endlagerbergwerk und einem Zwischenlagerbergwerk seien für diesen Störfall noch einmal kurz skizziert: Durch sofortiges Verfüllen der Bohrlöcher und Versetzen der Strecken wird im Falle des Endlagers ein direkter Zutritt des Wassers zu den endgelagerten Abfällen unmöglich gemacht. Konvektionsströmungen im Bergwerk mit allen ihren Folgeerscheinungen wie Auflösen des Salzes, Angriff auf die Verpackung und den Abfall, Abtransport der evtl. gelösten Radionuklide können daher nicht oder nur sehr abgeschwächt auftreten.

Bei der Zwischenlagerung in geologischen Formationen verzichtet man also zugunsten der Rückholbarkeit der Behälter bewußt auf eine Reihe von Barrieren, die ein zusätzliches Plus an Sicherheit bei der Endlagerung bewirken, d.h. es ist nicht möglich, die Vorteile der geologischen Formation für die Zwischenlagerung in gleicher Weise zu nutzen wie dies für die Endlagerung der Fall ist. Die Bentonitsteine im Falle der Bohrlochzwischenlagerung haben bei einem derartigen Störfall keine oder nur eine unzureichende Barrierenfunktion. Die starken sicherheitstechnischen Bedenken, die gegen eine Zwischenlagerung in einem Salzstock sprechen, die schwierige Rückholbarkeit, die höhere Strahlenbelastung des Betriebspersonals und - wie noch gezeigt wird - die höheren Kosten können bei weitem nicht die wenigen Vorteile aufwiegen, die gelegentlich genannt werden, wie z.B. leichtere Kontrollmöglichkeit des Lagers, Vermeidung einer Vielzahl oberirdischer Lager, leichtere Beherrschung von EVA-Lastfällen (siehe S. 3 - 12) etc.

Für die Realisierung eines derartigen Zwischenlagerkonzeptes wäre - falls es genehmigt würde - etwa der gleiche Zeitrahmen anzusetzen wie für die Errichtung eines Endlagers, d.h. Inbetriebnahme Ende der neunziger Jahre. Zu diesem Zeitpunkt sollte nach dem Beschluß der Regierungschefs eine Entscheidung über das zukünftige Entsorgungskonzept aber schon lange gefallen sein, und die einzelnen Entsorgungsanlagen sollten bereits ihren Betrieb aufnehmen. Daher ist zu diesem Zeitpunkt eine Langzeitzwischenlagerung, wie es das vorliegende Konzept vorsieht, wahrscheinlich gar nicht mehr erforderlich.

Für die Zwischenlagerung der bis zur Inbetriebnahme der Entsorgungsanlagen anfallenden abgebrannten Brennelemente stehen mit den in Kapitel 3.1 beschriebenen oberirdischen Zwischenlagern, speziell mit der Naßlagerung und der Trockenlagerung in Lager-Transport-Behältern, Zwischenlagertechniken zur Verfügung, die alle an sie gestellten sicherheitstechnischen Anforderungen erfüllen.

Weltweit erwägt zur Zeit kein Land ernsthaft, im großtechnischen Maßstab eine Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente in geologischen Formationen vorzunehmen. Die Amerikaner sprechen zwar im Zusammenhang mit der Endlagerung von radioaktiven Abfällen - und zwar sowohl von abgebrannten Brennelementen als auch von Abfällen aus der Wiederaufarbeitung - von einer "retrievability", d.h. einer Rückholbarkeit. Sie verstehen darunter jedoch eine aus Sicherheitsgründen unter Umständen erforderliche Rückholung, falls nämlich während der Einlagerungsphase sicherheitstechnische Bedenken gegen das Verbleiben der Abfälle im Endlager erwachsen / 3.3 /. Der Aufwand, der in diesem Fall zu treiben wäre, spielt dabei eine untergeordnete Rolle. Für eine Rückholbarkeit im Sinne einer gezielten Weiterverwendung der Brennelemente, d.h. im Sinne einer Zwischenlagerung, benutzen die Amerikaner das Wort recoverable, und das wird im Zusammenhang mit einer Einlagerung in geologischen Formationen nicht verwendet.

3.3 Kosten der Zwischenlagerung

Die Kosten der Zwischenlagerung - und hier speziell die Investitionskosten - hängen sehr stark von einer Reihe sicherheitstechnischer und genehmigungstechnischer Randbedingungen ab, die in einzelnen Ländern teilweise stark differieren. So sind Kostenvergleiche mit anderen Ländern nur sehr schwierig durchzuführen.

Die Kosten für die Kompaktlagerung in Kernkraftwerken sind im Vergleich zu jeder möglichen Art der externen Zwischenlagerung sehr niedrig. So liegen z.B. die spezifischen Investitionskosten, dh. die auf eine bestimmte Menge an einzulagernden Brennelementen bezogenen Investitionskosten, für die Kompaktlagerung in Kernkraftwerken nur bei etwa 10 % der Investitionskosten für unabhängige Naßlager / 3.2 /.

Bei der Naßlagerung fallen die wesentlichen Betriebskosten an für Personal (ca. 20 %), Energiebedarf (ca. 60 %) und Beseitigung von radioaktiven Abfällen (ca. 20 %). Für die Bundesrepublik Deutschland liegen die jährlichen Gesamtkosten für große Brennelementlager (1500 bis 3000 t) zwischen 20 und 50 DM pro kg eingelagertem Brennstoff und Jahr (Preisbasis 1978). Bei den Stromgestehungskosten spielt die Lagerung der abgebrannten Brennelemente

eine untergeordnete Rolle. Selbst für einen Lagerzeitraum von 20 Jahren würde mit diesen Werten die Kilowattstunde nur mit 0,2 Dpf bzw. 0,5 Dpf durch die Zwischenlagerung belastet.

Die Gesamtkosten für Trockenlager liegen je nach Typ und Lagerkapazität um etwa 30 bis 50 % unter denen von unabhängigen Naßlagern. Vorläufige Abschätzungen zeigen, daß bis zu einer Lagerkapazität im Bereich von 800 bis 1100 t Lager mit Lager-Transport-Behältern kostengünstiger sind als Zweikreis-Blocklager.

Die Zwischenlagerung in geologischen Formationen dürfte die teuerste Art der Zwischenlagerung sein. Überschlägige Rechnungen zeigen, daß bei der Bohrlochlagerung die jährlichen Investitionskosten etwa um den Faktor 2,5 höher liegen als bei der oberirdischen Trockenlagerung. Noch ungünstiger schneidet die unterirdische Behälterlagerung ab. In diesem Zusammenhang wäre allerdings zu klären, inwieweit die Kosten für das Auffahren der Strecken der Zwischenlagerung zugerechnet werden sollten, weil diese später noch für die Endlagerung verwendet werden können. Zu den jährlichen Betriebsaufwendungen und den Kosten für die Rückholung der abgebrannten Brennelemente können zur Zeit keine Aussagen gemacht werden.

Auch in einer älteren kanadischen Studie / 3.4 / liegen die Kosten für eine Zwischenlagerung in einer Salzformation höher als bei einem oberirdischen Blocklager bzw. bei oberflächennahen Senkschächten. Allerdings bestehen keine Kostenunterschiede zu einem Behälterlager (Betonbehälter). Inwieweit diese im Jahr 1972 ermittelten Zahlen heute noch belastbar sind, ist jedoch sehr fraglich.

3.4 Bedarf an Zwischenlagerkapazität für die Bundesrepublik Deutschland

3.4.1 Kernenergieszenarium

Um Aussagen zur erforderlichen Zwischenlagerkapazität und zum Inbetriebnahmedatum einzelner Entsorgungsanlagen machen zu können, sind gewisse Annahmen zum Kernenergiewachstum in der Bundesrepublik Deutschland erforderlich. Bis zum Jahre 2000 haben wir uns dabei an den Angaben des Bundesministers des

Innern / 3.5 / orientiert und eine Kernkraftwerksleistung von 50 GWe postuliert. Anschließend wurde ein moderater Kernkraftwerkszubau bis auf 90 GWe im Jahre 2030 angenommen ohne weitere Steigerung in den Folgejahren.

Dieses Kernergieszenarium darf nicht als Kernenergieprognose aufgefaßt werden. Zum einen werden bereits starke Zweifel laut, ob selbst bei zügigem Ausbau der Kernenergie in den nächsten Jahren überhaupt noch 50 GWe bis zum Jahr 2000 zu erreichen sind. Dieses Szenarium würde z.B. voraussetzen, daß in den nächsten 10 Jahren jährlich 2 GWe neu bestellt bzw. in Betrieb genommen werden müßten. Zum anderen dürfte es unter den heutigen energiepolitischen Randbedingungen gar nicht möglich sein, eine Energieprognose oder sogar eine Kernenergieprognose für wenige Dekaden aufzustellen. Die aus diesem Kernenergieszenarium hergeleiteten Daten sollen daher nur gewisse Tendenzen aufzeigen.

Im folgenden wird kurz darauf eingegangen werden, welche Auswirkungen dieses Kernenergieszenarium auf die gesamte Energiesituation und das Wirtschaftswachstum in der Bundesrepublik Deutschland hat bzw. haben kann.

Für den Verbrauch an anderen Primärenergieträgern wurden folgende Annahmen getroffen, wobei sich die Zahlen für das Jahr 2000 i.a. an Regierungsprogrammen orientieren (in Mio t SKE)

	1978	2000	2030
Kohle	105	145	160
Erdöl	200	135	135
Erdgas	65	65	65
Regenerativ	8	38	50

Damit würde der Primärenergieverbrauch von 390 Mio t SKE im Jahre 1978 auf etwa 470 bzw. etwa 570 Mio t SKE in den Jahren 2000 bzw. 2030 ansteigen.

Mit diesen Zahlen läßt sich ein Wirtschaftswachstum von max. 2,6 % pro Jahr bis zum Jahr 2000 und 1,4 % pro Jahr nach dem Jahr 2000 realisieren, wenn gewisse Sparmaßnahmen und Strukturänderungen zum Tragen kommen. An Sparmaßnahmen wären dazu erforderlich:

- Bessere Isolierung (40 % aller Häuser erfüllen Norm von 1978)
- Einsatz von Wärmepumpen (10 % aller Haushalte)
- direkte Sonnennutzung (10 % aller Einfamilienhäuser)
- Senkung des Benzinverbrauchs (8,4 Liter/100 km)

Damit läßt sich im Jahre 2000 20 % der Energie gegenüber heutiger Nutzungsart einsparen. Für das Jahr 2030 wird die Einsparung auf 30 % geschätzt. An Strukturänderungen werden vor allem gewisse Sättigungserscheinungen (beheizte Wohnfläche, Gerätebedarf im Haushalt, Pkw-Verkehr etc.) erwartet. Ferner wächst im Sinne des Trends zum Dienstleistungssektor der Energiebedarf im Sektor "Kleinverbrauch" um 30 % schneller als der der Industrie.

3.4.2 Anfall an abgebrannten Brennelementen und Bedarf an Zwischenlagern

Bei der Berechnung des Anfalls an abgebrannten Brennelementen und den erforderlichen Zwischenlagerkapazitäten wurden folgende Annahmen getroffen:

- die postulierte Kernkraftwerksleistung wird ausschließlich durch Leichtwasserreaktoren gedeckt.
- die Anlagen haben eine Blockgröße von 1300 MWe, einen Lastfaktor von 0,7 und entladen jährlich pro installiertem GWe 26 t abgebrannte Brennelemente (Schwermetall).
- die Lebensdauer der Reaktoren beträgt 30 Jahre.
- die Kernkraftwerke verfügen über Kompaktlager mit einer maximalen Lagerkapazität von 300 t plus einer Kernladung. Die Kompaktlager werden voll genutzt.
- eine Nachbarschaftshilfe zwischen einzelnen Reaktoren wird ausgeschlossen.
- bis 1990 übernimmt die französische Firma COGEMA insgesamt 2421 t abgebrannte Brennelemente zur Wiederaufarbeitung.

Tabelle 3.6 faßt die wesentlichen Rechenergebnisse zusammen. Bis zum Jahre 2000 fallen nach diesem Szenarium über 15.000 t abgebrannte Brennelemente an. Unter Berücksichtigung der COGEMA-Verträge und bei Ausnutzung der Kompaktlagerung in den installierten Kernkraftwerken müßte insgesamt eine Zwischenlagerkapazität von etwa 3800 t zur Verfügung gestellt werden, wofür drei Zwischenlager à 1500 t erforderlich wären. Die geringe Abweichung im Brennelementenanfall gegenüber den Zahlenangaben des BMI (3945 t) sind darauf zurückzuführen, daß bei dem eingesetzten Rechenprogramm keine Einzelbuchhaltung für jeden Reaktor erfolgt und anstelle von 53 GWe nur 50 GWe an installierter Kernkraftwerksleistung für das Jahr 2000 angenommen wurde.

Falls zu diesem Zeitpunkt keine oder von ihrer Kapazität her nur unzureichende Entsorgungsanlagen in Betrieb gehen, ist in den folgenden Jahren mit einem starken Anstieg der erforderlichen Zwischenlagerkapazität zu rechnen. Im Jahre 2005 müßten bereits sechs Zwischenlager à 1500 t zur Verfügung stehen, im Jahre 2010 sogar schon neun.

Setzt man voraus, daß entsprechend dem Beschluß der Regierungschefs von Bund und Ländern Entsorgungsanlagen Ende der neunziger Jahre in Betrieb gehen sollen, dann erhebt sich die Frage, welche Kapazität diese Anlagen haben müßten und wann weitere Anlagen errichtet werden müßten.

Unter der Annahme, daß im Jahr 2000 eine Entsorgungsanlage mit einer Kapazität von 700 jato ihren Vollastbetrieb aufnimmt, müßte trotz weiterer Zunahme der abgebrannten Brennelemente in den Kompaktlagern der Kernkraftwerke bereits im Jahr 2006 ein weiteres Zwischenlager mit einer Kapazität von 1500 t zur Verfügung stehen. Um die Anzahl der externen Zwischenlager zu begrenzen, wäre es daher sinnvoll, wenn im Jahr 2005 ein zweiter Entsorgungsmodul ebenfalls mit einer Kapazität von 700 jato seinen Vollastbetrieb aufnehmen würde. Die sich dann einstellende Entsorgungssituation ist in Abb. 3.11 dargestellt.

Die Kurve mit der Bezeichnung "BE-ZWILA" gibt die Menge an abgebrannten Brennelementen an, die außerhalb der Kernkraftwerke in externen Zwischenlagern untergebracht werden müßten, wenn keine Entsorgungsanlagen in Betrieb genommen würden. Wenn im Jahre 2000 eine Entsorgungsanlage mit einer Kapazität von 700 jato und im Jahre 2005 ein weiterer Modul mit der gleichen Kapazität in

Betrieb genommen wird, könnten bis zum Jahre 2015 alle in den Zwischenlagern vorhandenen abgebrannten Brennelemente wiederaufgearbeitet bzw. für die Endlagerung konditioniert werden. Anschließend würden die Zwischenlager wieder sukzessive belegt, und ab dem Jahre 2056 wäre ein viertes Zwischenlager erforderlich.

Im Jahre 2015 lagern jedoch noch über 20.000 t abgebrannte Brennelemente in den Kompaktlagern der Kernkraftwerke, die auch entsorgt werden müssen. Setzt man voraus, daß die abgebrannten Brennelemente frühestens sieben Jahre nach ihrer Entladung aus dem Reaktor wiederaufgearbeitet bzw. konditioniert werden, dann gibt die Kurve "BE älter 7 Jahre" in Abb. 3.11 die Menge an abgebrannten Brennelementen an, die zu einem bestimmten Zeitpunkt aufgrund des Alters der Brennelemente weiterverarbeitet werden könnten.

Um diesen Überhang an Brennelementen ebenfalls zu entsorgen und ferner die Zwischenlager nicht wieder auffüllen zu müssen, wurde für das Jahr 2015 die Inbetriebnahme einer weiteren Entsorgungsanlage mit einer Kapazität von 1400 jato postuliert, so daß zu diesem Zeitpunkt insgesamt 2800 jato Entsorgungskapazität zur Verfügung stünden. In diesem Fall wären alle abgebrannten Brennelemente, die älter als sieben Jahre sind, bis zum Jahre 2018 wiederaufgearbeitet bzw. konditioniert. In den Kompaktlagern der Kernkraftwerke befänden sich dann insgesamt noch ca. 18.000 t abgebrannte Brennelemente. Nach dem Jahre 2018 könnte die Überkapazität dieser Entsorgungsanlagen (bezogen auf den jährlichen Brennelementanfall wäre im Jahre 2019 nur eine Entsorgungskapazität von 2000 jato, im Jahre 2030 eine von 2400 jato erforderlich) dazu verwendet werden, den Brennelementberg in den Kompaktlagern der Kernkraftwerke langsam abzubauen. Mindestens 20 Jahre würden vergehen, bis in den Kernkraftwerken nur noch Brennelemente mit einer Abklingzeit von höchstens drei Jahren lagern.

Die Ausführungen zeigen, daß eine Inbetriebnahme von Entsorgungsanlagen im großtechnischen Maßstab spätestens Ende dieses Jahrhunderts erforderlich ist und ein weiterer Zubau in relativ kurzen Zeitabständen erfolgen müßte, um die Anzahl der Zwischenlager in der Bundesrepublik Deutschland zu begrenzen und den Überhang an abgebrannten Brennelementen in einem vernünftigen Zeitraum abzuarbeiten.

Wie bereits erwähnt wurde, sollen die Zahlenangaben nicht als Absolutaussage sondern als Tendenz gewertet werden. Würde z.B. im Jahr 2000 die installierte Kernkraftwerksleistung in der Bundesrepublik Deutschland statt 50 GWe nur 35 GWe betragen, wären zu diesem Zeitpunkt nur zwei Zwischenlager mit einer Kapazität von 1500 t erforderlich. Blicke es anschließend bei dem postulierten moderaten Kernenergiewachstum, würde sich der Zeithorizont für die hier gemachten Aussagen um etwa fünf Jahre verschieben. Auch eine Einführung von schnellen Brutreaktoren nach der Jahrtausendwende würde an der Tendenz bezüglich der Inbetriebnahme von Entsorgungsanlagen und des Bedarfs an Zwischenlagerkapazität mittelfristig nichts Grundsätzliches ändern, wobei die Entsorgung dann selbstverständlich über die Wiederaufarbeitung erfolgen müßte.

3.5 Erforderliche Entwicklungsarbeiten

Bei der oberirdischen Zwischenlagerung sind auf dem Gebiet der Naßlagerung wegen des hohen Entwicklungsstandes keine grundlegenden Entwicklungsarbeiten mehr erforderlich. Einige baubegleitende Untersuchungen wären jedoch wünschenswert, um den vorhandenen Erfahrungsschatz weiter abzurunden. Dazu zählen:

- Ermittlung des Zustandes von hochabgebrannten Brennelementen nach langen Lagerzeiten
- Konzepte zur Reduktion der Strahlenbelastung des Betriebspersonal.

Auf dem Gebiet der Trockenlagerung abgebrannter Brennelemente aus Leichtwasserreaktoren sollten vor allem folgende Themenkreise bei Entwicklungsarbeiten berücksichtigt werden:

- Untersuchung des Langzeitverhalten der Brennstabhüllrohre unter Trockenlager-Bedingungen zur Abgrenzung der maximal zulässigen Temperaturen
- Experimentelle Überprüfung der Nachzerfallswärmeproduktion abgebrannter Brennelemente nach langen Abklingzeiten
- Experimentelle Überprüfung der Temperatur- und Strömungsverhältnisse in Trockenlagern bei ungünstiger Wärmeabfuhr (z.B. bei Störfällen)
- Untersuchung neuartiger Komponenten für die Trockenlagerung (z.B. Wärmerohre)

Eine Zwischenlagerung von abgebrannten Brennelementen in einem offenen Endlager in Salz stößt, wie bereits aufgeführt, u.a. auf starke sicherheitstechnische Bedenken, ganz abgesehen davon, daß ein derartiges Lager frühestens Ende der neunziger Jahre zur Verfügung stehen könnte. Sollte man eine Zwischenlagerung in geologischen Formationen weiterhin ernsthaft in Erwägung ziehen, so müßte untersucht werden, ob eine Zwischenlagerung in anderen geologischen Formationen gegebenenfalls in geringerer Tiefe sicherheitstechnisch zu vertreten ist. Ferner sollte überprüft werden, mit welchem Aufwand und welchen Risiken eine Rückholung endgelagerter Brennelemente aus einer tiefen geologischen Formation verbunden ist.

Literatur zu Kapitel 3

- / 3.1 / W. Schüller: "Der sicherheitstechnische Stand der Entsorgung"
Vortrag Jahrestagung Kerntechnik 1980, Berlin (25.-27.März 1980)

- / 3.2 / International Nuclear Fuel Cycle Evaluation: "Spent Fuel
Management". Report of INFCE Working Group 6. Published by the
IAEA, Vienna (1980), S. 58

- / 3.3 / "Report to the President by the Interagency Review Group on
Nuclear Waste Management". TID-29442, Washington (March 1979),
S. 48

- / 3.4 / W.W. Morgan: "Report by the Committee Assessing Fuel Storage",
Part 1: Summary. AECL-5959/1 (1977), S. 7

- / 3.5 / "Zwischenlagerungsbedarf für ausgediente Brennelemente aus Kern-
kraftwerken". Anlage 1 zum Bericht 'Entsorgung der Kernkraft-
werke'. Der Bundesminister des Innern RS I 7-513 202/11
(29. August 1979).

Land	Zustand des KKW	Anzahl der KKW	Genehmigung für Erhöhung der Lagerkapazität	
			beantragt	erteilt
USA	in Betrieb	72	11	41
	im Bau	95	19	
Japan	in Betrieb	20	6	17
	im Bau	13		5
Frankreich	in Betrieb	6	Keine Kompaktlagerung Normallagerung für insgesamt 5/3 bis 7/3 Kernladungen	
	im Bau	32		
Bundesrepublik Deutschland	in Betrieb	12	2	6 *
	im Bau	7	6	1 **
Schweiz	in Betrieb	4		2
	im Bau	1		1
Schweden	in Betrieb	6		2
	im Bau	6		

*)

davon 3 verdichtet

**)

davon 1 verdichtet

Verdichtung = Verwendung bisher nicht genutzter Bodenfläche
des Lagerbeckens für Lagergestelle

Tab. 3.1 Einsatz von verdichteten und kompakten Lagergestellen zur Erweiterung der Lagerkapazität für abgebrannte Brennelemente in Kernkraftwerken mit Leichtwasserreaktoren (Stand: März 1980)

Quelle: KWU

Name	Ort	Betreiber	max. Kapazität in t SM
Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe (WAK)	Karlsruhe, Bundesrepublik Deutschland	Gesellschaft für Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen (GWK)	55
Morris Operation	Morris, Ill., USA	General Electric (GE)	750
Nuclear Fuel Services Plant (NFS)	West Valley, New York, USA	Nuclear Fuel Services, Inc.	490
Windscale II	Windscale, Großbritannien	British Nuclear Fuels Limited (BNFL)	1 000
UP 2	Cap de la Hague, Frankreich	Cogema	250
Tokai Mura	Japan	Power Reactor and Nuclear Development Corporation (PNC)	90
Barnwell Nuclear Fuel Plant Separations Facility	Barnwell, South Carolina, USA	Allied-General Nuclear Services (AGNS)	400

Tab. 3.2 In Betrieb befindliche oder betriebsbereite unabhängige Zwischenlager für abgebrannte Brennelemente aus Leichtwasserreaktoren
Quelle: KWU

Name	Entsorgungszentrum Bundesrepublik Deutschland	GE Morris Operation USA	Barnwell Nuclear Fuel Plant, USA
Zustand	Planung	Betrieb	Errichtet, ohne Betriebsgenehmigung
Lagerkapazität (t/SM)	3000	750	400
Anzahl der Teillagerbecken	6 + 2/2 Reserve	2	1 Lagerbecken 1 Becken für be- schädigte Be
abzuführende Nachzerfallswärme	25 MW	2 MW	2,1 MW - 3 MW
Auslegungstemperatur des Lagerbeckenwassers - Normalbetrieb	≤ 40 °C	49 °C (120 °F)	40 °C (105 °F)
- Betriebsstörung	< 60 °C bei Störungen im Lager- beckenkühlsystem	Sieden	Sieden
- Störfall	(< 80 °C bei zu- sätzlichen Störungen)	Sieden	Sieden
Strahlenbelastung am Becken		3 mrem/h	1 mrem/h (Genehmi- gungsbehörde 2,3 mrem/h)
Lagerbecken- kühlsystem	3 x 50 % für 40 °C oder 3 x 100 % für 60 °C unvermascht, räumlich getrennt, ausgelegt ge- gen alle Einwirkungen von außen	2 x 100 % unabhängig voneinander, nicht ausgelegt gegen Einwirkungen von außen	2 x 100 % nicht ausgelegt gegen Einwirkungen von außen
Zusatzwassersystem	nach Konzept nicht sicherheitstechnisch wichtig, da Sieden nicht zulässig	Aus 2 Brunnen und durch Möglichkeit einer flie- genden Leitung zum Fluß kann Wasser ins Lager- becken gefördert werden, um Verdampfungsverluste bei Ausfall des Lager- beckenkühlsystems aus- zugleichen	Aus 3 Brunnen kann Wasser ins Lagerbeckenkühlsystems gefördert werden, um Ver- dampfungsverluste bei Aus- fall des Lagerbeckenkühl- systems auszugleichen
Elektrische Energieversorgung	2 unabhängige Einspeise- netze, Notstromversorgung dreisträngig, räumlich ge- trennt und unvermascht	2 Einspeisenetze 1 Notstromdiesel	1 Einspeisenetz 1 Notstromdiesel
Erdbeben	Auslegung der sicherheits- technisch wichtigen Kompo- nenten	Auslegung der sicherheits- technisch wichtigen Kompo- nenten. Sieden des Lager- beckenwassers zulässig, Nachspeisung durch Zusatz- wassersystem	wie bei GE Morris Operation
Tornado	keine Auslegung, da am Standort nicht relevant	Auslegung siehe Erdbeben	Auslegung siehe Erdbeben
Flugzeugabsturz, chemische Explosion	Auslegung siehe Erdbeben	keine Auslegung	keine Auslegung
explosionsgefährliche, giftige und korrosive Gase	dichte Abschlußklappen, Umluftbetrieb möglich	keine Auslegung	keine Auslegung

Tab. 3.3 Auslegungskriterien für unabhängige Zwischenlager (Beispiele
aus zwei Staaten)

Quelle: KWU

Reaktor Kühl- mittel	Lagerbehälter			Senkschächte			Einkreis- Blocklager		Zweikreis- Blocklager		Dreikreis- Blocklager	
	Stahl ver- siegelt	Beton ver- siegelt	Beton Kühl- luft (passiv)	mit Wärme- rohren	ohne Wärme- rohre	Kühl- luft (passiv)	aktive Kühlung	passive Kühlung	aktive Kühlung	passive Kühlung	aktive Kühlung	passive Kühlung
Natrium	-	E (USA)	E (USA)	E (USA)	B (USA)	-	-	E (USA)	-	-	-	-
Gas	-	-	-	-	B (USA)	-	B (USA)	E ₁ (D)	B (GB)	-	-	-
Schwer- wasser	-	B (CN)	-	-	B (CN)	-	-	E ₂ (CN)	-	-	-	-
Leicht- wasser	P (D)	B(USA)	E (USA)	E (USA)	B (USA)	E (USA)	-	E (D,USA)	-	E ₁ (D,CH)	E ₂ (A)	-

E : Entwicklung

(Stand unbekannt)

E₁ : laufende Entwicklung

E₂ : abgebrochene Entwicklung

P : Prototyp

B : Betrieb (wenigstens 1 Exemplar im Versuchsbetrieb)

(A) : Österreich

(CH) : Schweiz

(CN) : Kanada

(D) : Bundesrepublik Deutschland

(GB) : Großbritannien

(USA) : Vereinigte Staaten von Amerika

Kühlung:

- aktiv : Pumpen und/oder Ventila-
toren notwendig (meistens
auch im Notstromfall)

- passiv: Kühlmittel im Naturumlauf
(gilt auch für Wärmerohre)

Tab. 3.4 Entwicklungsstand von Trockenlagern für abgebrannte Brennelemente aus Reaktoren mit verschiedenen Reaktorkühlmitteln - verschiedene Entwicklungsvarianten

Quelle: KWU

		unabhängiges Zwischenlager (3 000 t SM)		LWR-Kernkraftwerk (1300 MWe)	
		Abgabe (1) Ci/a	Ganzkörperdosis mrem/a	Abgabe Ci/a	Ganzkörperdosis mrem/a
Abwasser (4)	Gemisch ohne H3 (Cs134, Cs137, Co60)	0,2] 1,09] 1,95
	Gemisch ohne H3 /6.5/			1,5	
	Tritium	200		1600	
Fortluft (3)	Edelgase (KR 85)	4000] -5,27 E-3] 4,13
	Edelgase /6.5/			50000	
	Aerosole /6.5/			1 (2)	
	Tritium	100		300	
	J 129, J 131	< 0,001			
	J 131			0,5	

(1) Erwartete langjährige Betriebsmittelwerte, keine Antragswerte

(2) Halbwertzeit > 8 Tage

(3) Emissionshöhe

Zwischenlager 80 m
KKW 160 m

(4) Abflußmenge des Vorfluters

Zwischenlager 1,5 m³/s
KKW (Kühlturmbetrieb) 4,6 m³/s

Tab. 3.5 Abgaben über die Fortluft und über das Abwasser aus einem unabhängigen Zwischenlager für abgebrannte Brennelemente und aus einem LWR-Kernkraftwerk (1300 MWe) und daraus resultierende Strahlenbelastungen
Quelle: KWU

Jahr	INSTALLIERTE NUKL. LEISTUNG (LWR) (MW E)	BRENNSTOFF- ANFALL JAEHRLICH (LWR) (T SM/A)	BRENNSTOFF- ANFALL KUMULIERT (LWR) (T SM)	BE-ANFALL IN ZWISCHENLAGER ABZGL. COGEMA JAEHRLICH (T SM/A)	BE-ANFALL IN ZWISCHENLAGER ABZGL. COGEMA KUMULIERT (T SM)
1975	3900.0	67.6	135.2		
1980	9100.0	202.8	845.0		
1985	19500.0	439.4	2501.2		
1990	29900.0	709.8	5509.4		
1995	40300.0	980.2	9869.6	507.0	539.2
2000	49400.0	1216.8	15514.2	777.4	3817.8
2005	59800.0	1487.2	22409.4	946.4	8211.8
2010	70200.0	1757.6	30656.6	1047.8	13248.0
2015	75400.0	1926.6	39985.4	1149.2	18723.6
2020	80600.0	2061.8	49990.1	1284.4	24807.6
2025	85800.0	2197.0	60670.9	1419.6	31567.6
2030	89700.0	2298.4	71960.1	1588.6	39105.0
2035	89700.0	2332.2	83621.0	1622.4	47149.3
2040	89700.0	2332.2	95281.9	1554.8	55058.5
2045	89700.0	2332.2	106942.9	1521.0	62731.1
2050	89700.0	2332.2	118603.8	1521.0	70336.1
2055	89700.0	2332.2	130264.8	1521.0	77941.1
2060	89700.0	2332.2	141925.7	1588.6	85748.8

Tab. 3.6 Installierte Kernkraftwerksleistung und Anfall an abgebrannten Brennelementen in der Bundesrepublik Deutschland

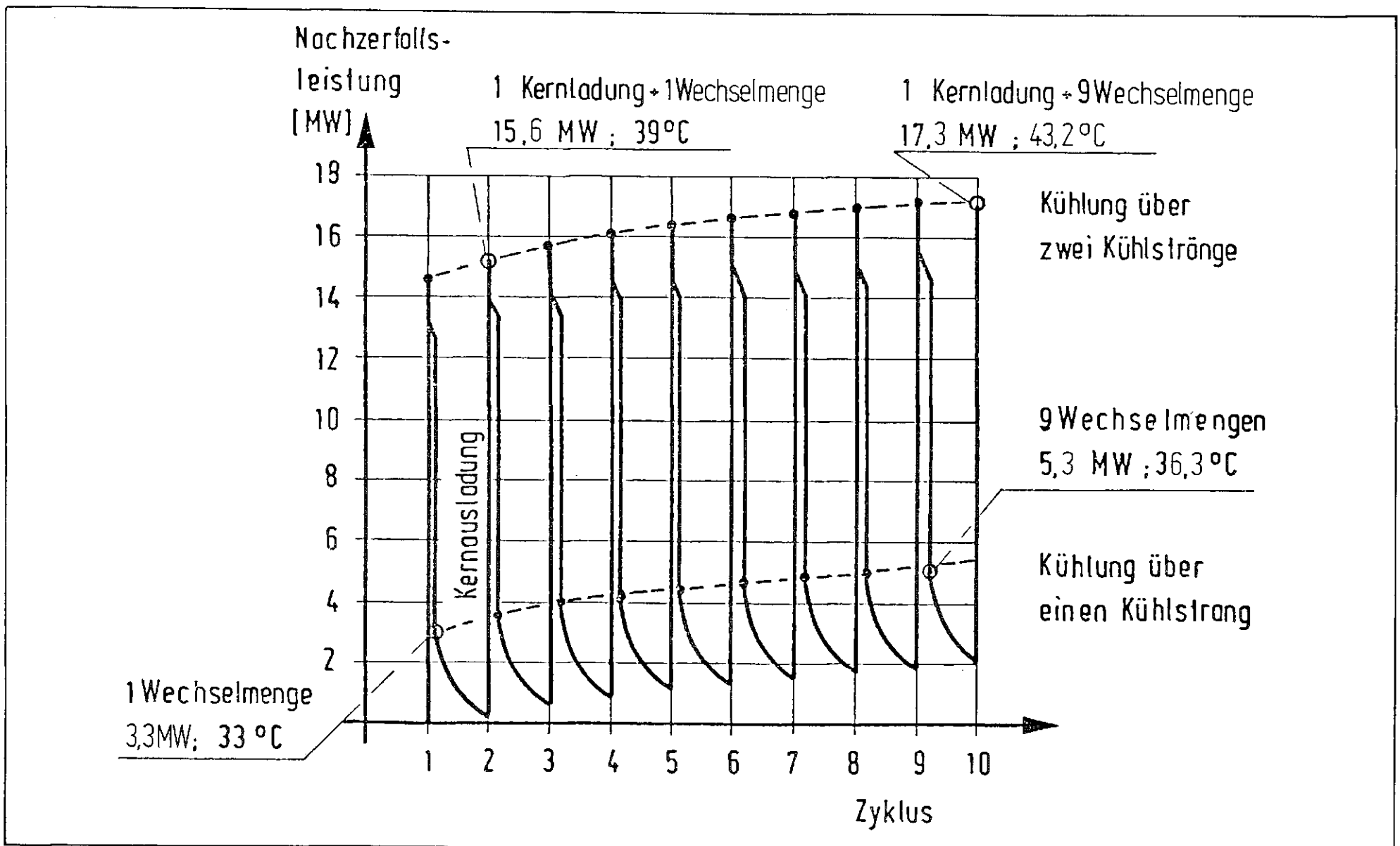


Abb. 3.1 Nachzerfallsleistung und maximale Temperatur des Wassers im Lagerbecken eines Kernkraftwerks (1300 MWe)
Quelle: KWU

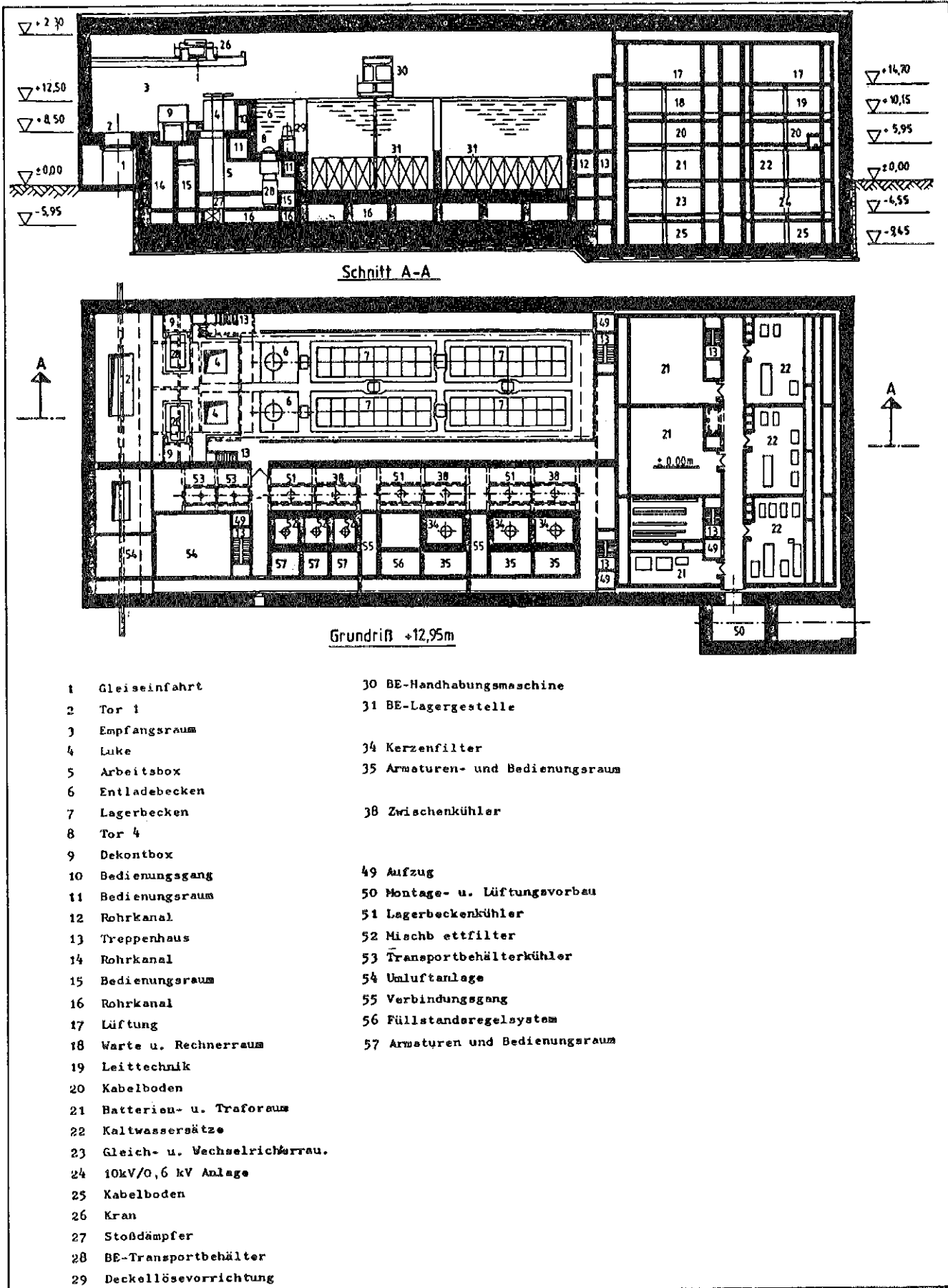
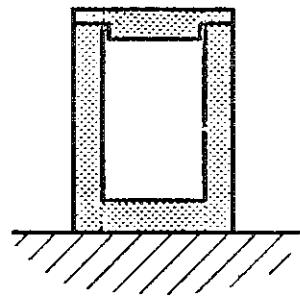


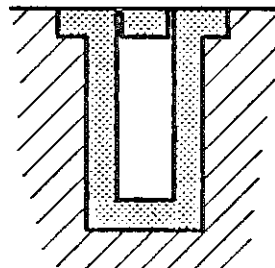
Abb. 3.2 Deutsches Konzept eines unabhängigen Zwischenlagers (1500 t_{SM}) für abgebrannte Brennelemente (Naßlager)
 Quelle: KWU



Lager - Behälter (Beton)

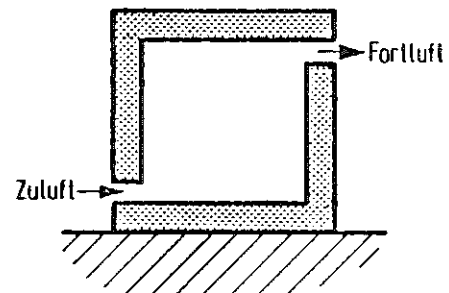
Lager - Transport - Behälter (Sphäroguß)

(Kapazität : einige t SM)



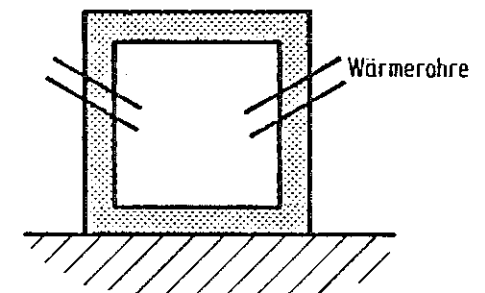
Senkschacht

(Kapazität : 0,5 t SM)



Einkreis - Blocklager

(Kapazität : mehrere tausend t SM)



Zweikreis - Blocklager

Abb. 3.3 Schematische Darstellung der vier grundsätzlichen Konzepte zur Trockenlagerung abgebrannter

Brennelemente

Quelle: KWU

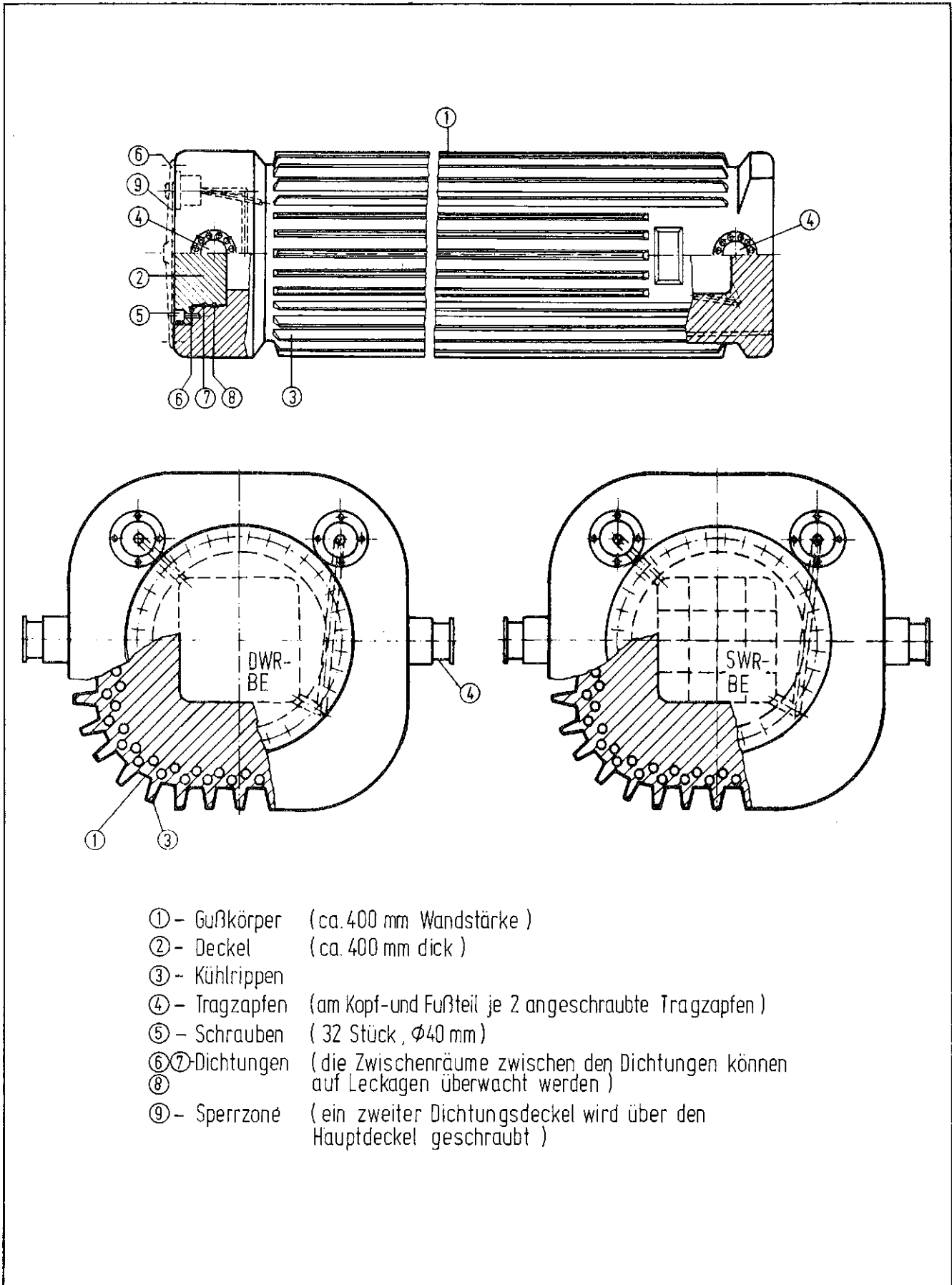


Abb. 3.4 Lager-Transport-Behälter vom Typ CASTOR
 Quelle: DWK

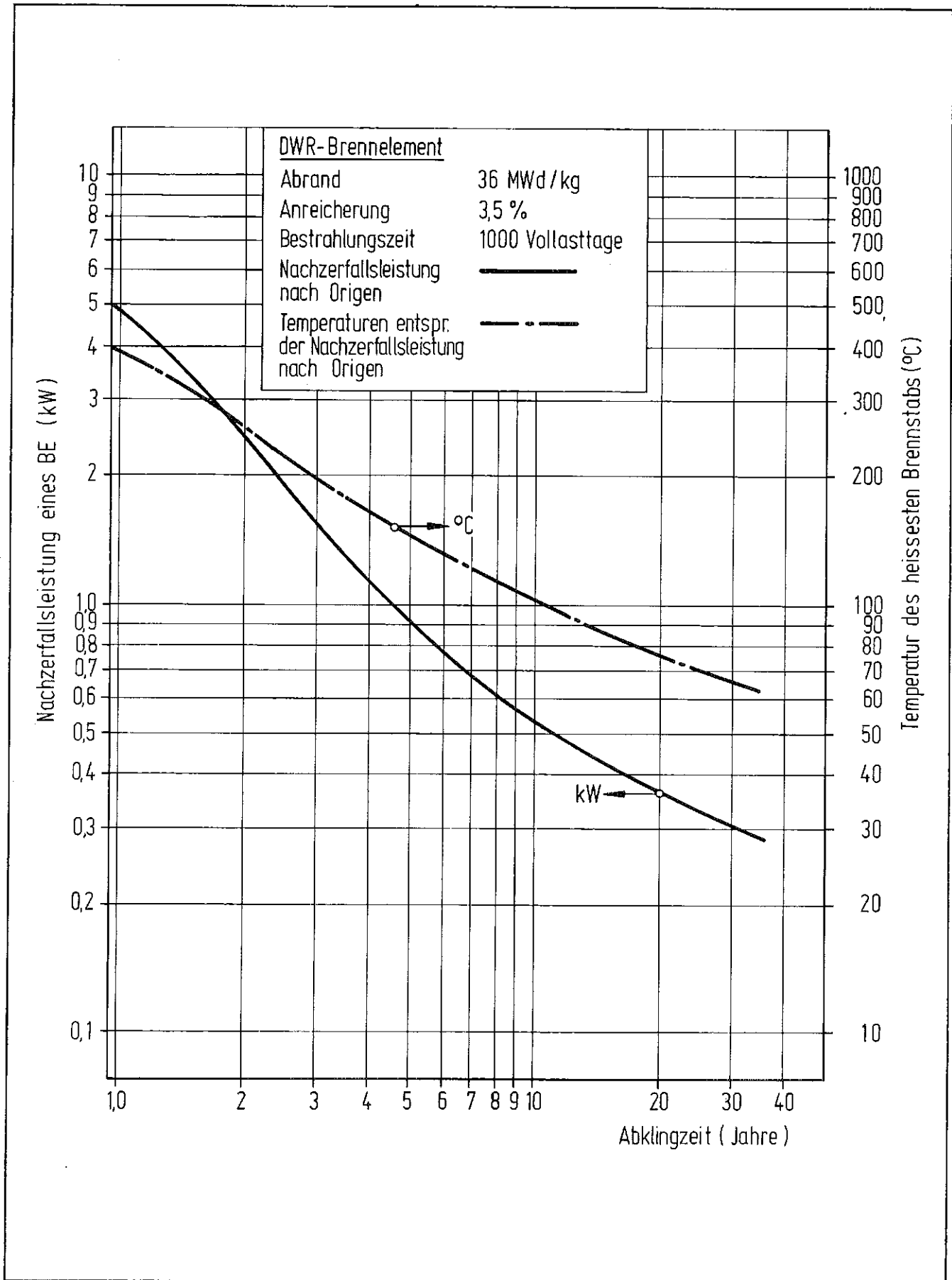


Abb. 3.5 Nachzerfallsleistung für ein DWR-Brennelement und max. Brennstabtemperatur bei Trockenlagerung in He im Lager-Transport-Behälter CASTOR 1B
Quelle: KWU, GNS

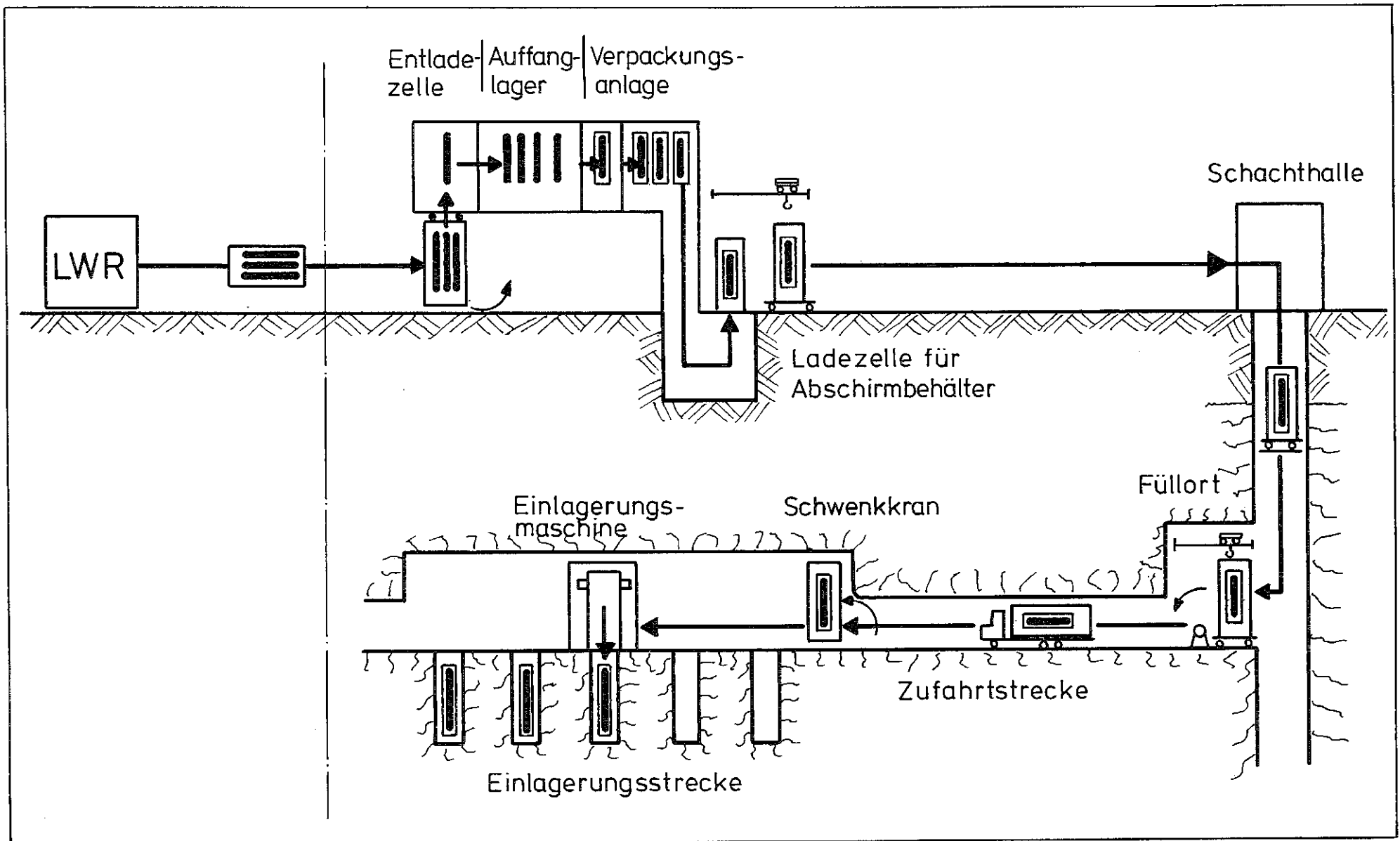


Abb. 3.6 Logistik zur Zwischenlagerung von Brennelementen in Bohrlöchern

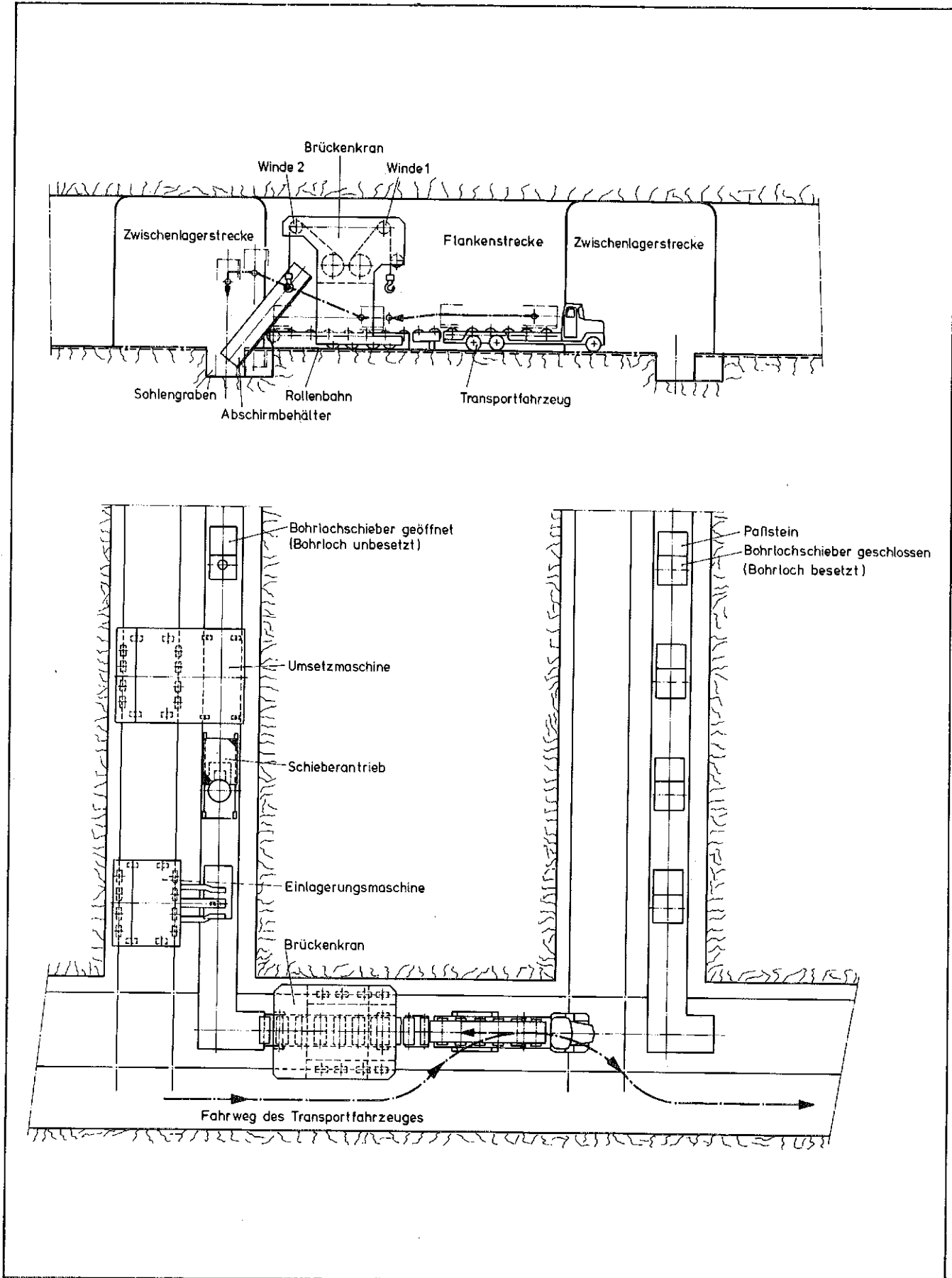


Abb. 3.7 Geräte zur Zwischenlagerung von Brennelementen in Bohrlöchern

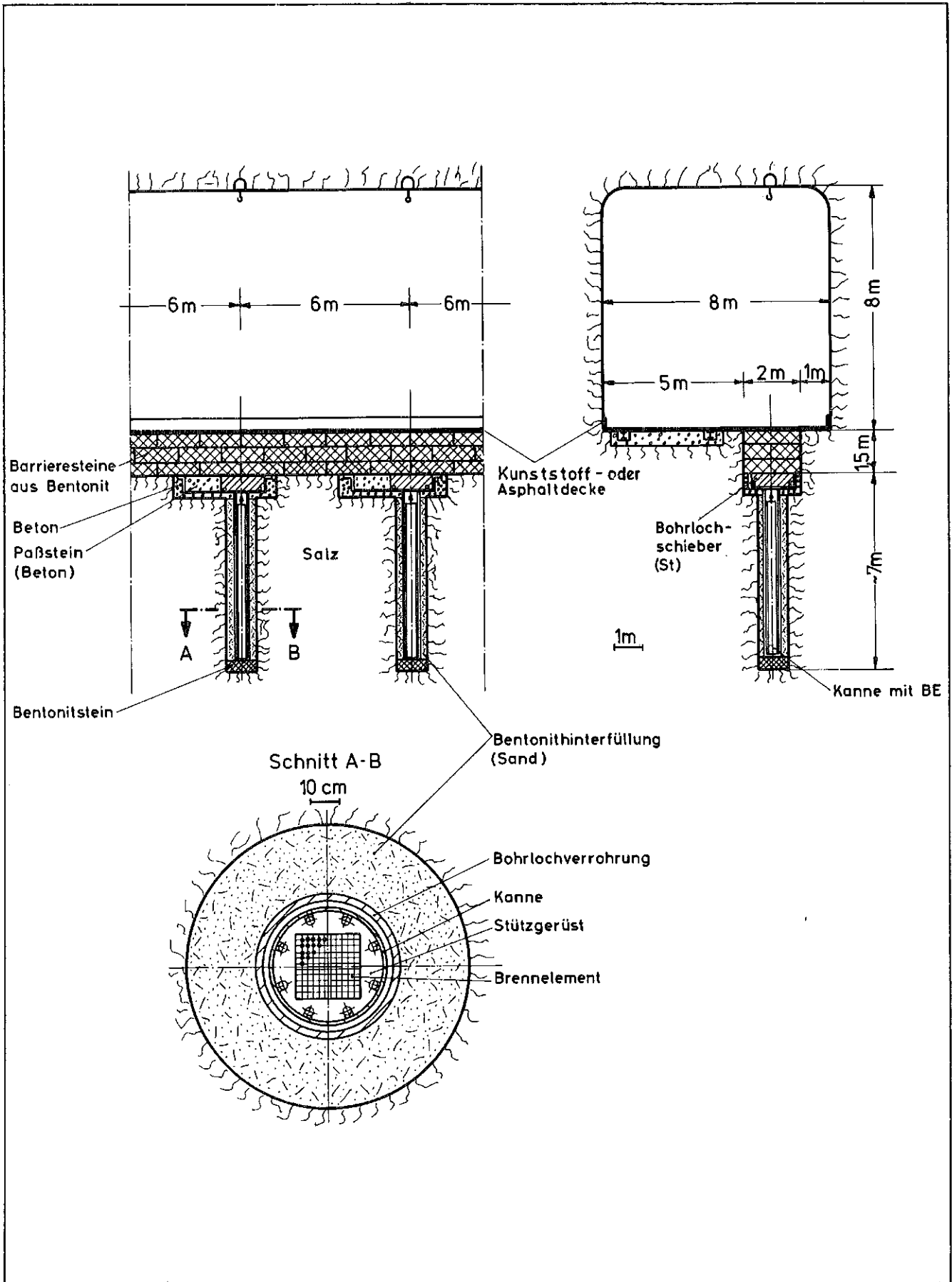


Abb. 3.8 Hinterfüllung und Bohrlochabschluß

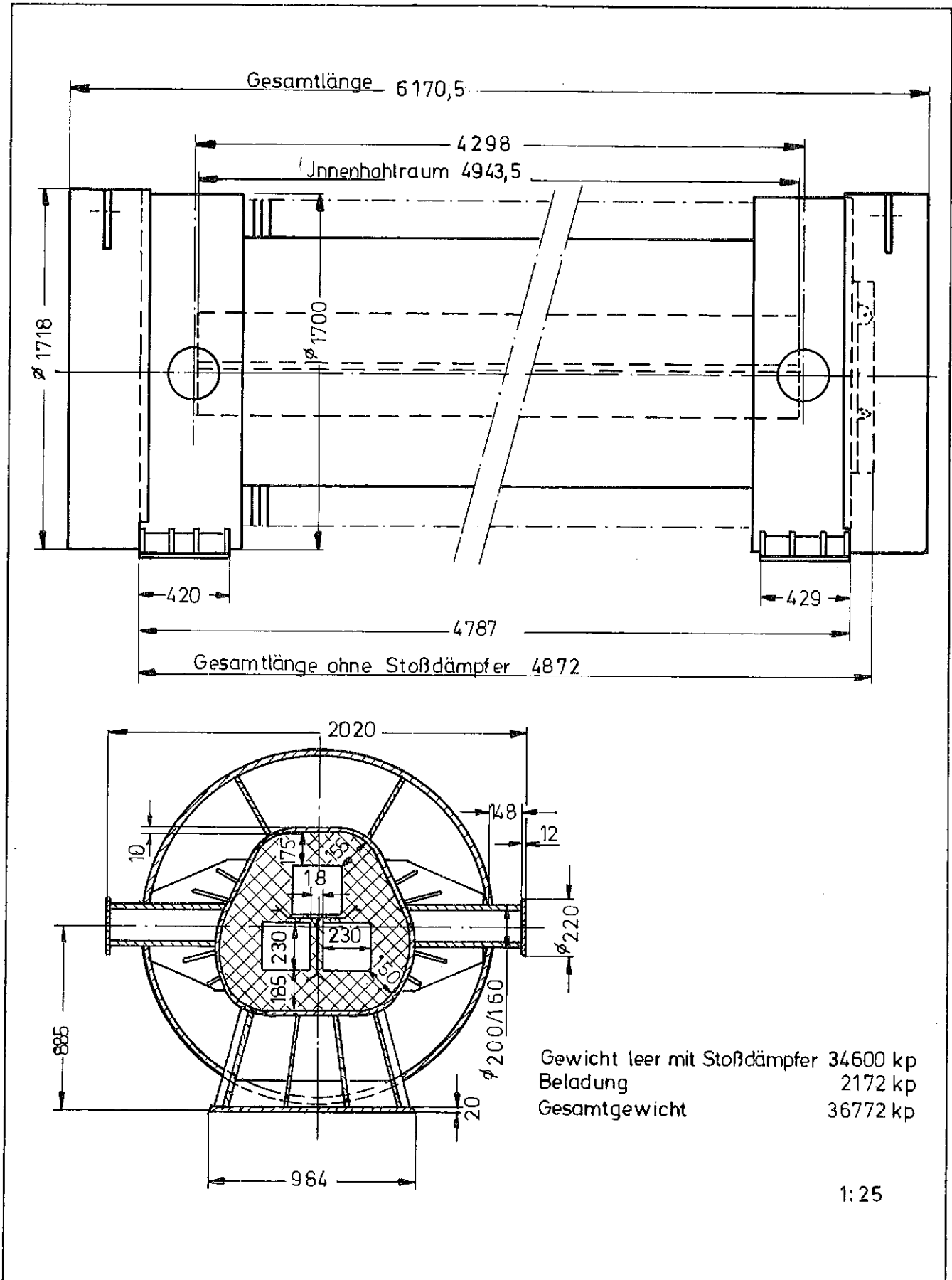


Abb. 3.9 Transportbehälter NTL-8
Quelle: Transnuklear

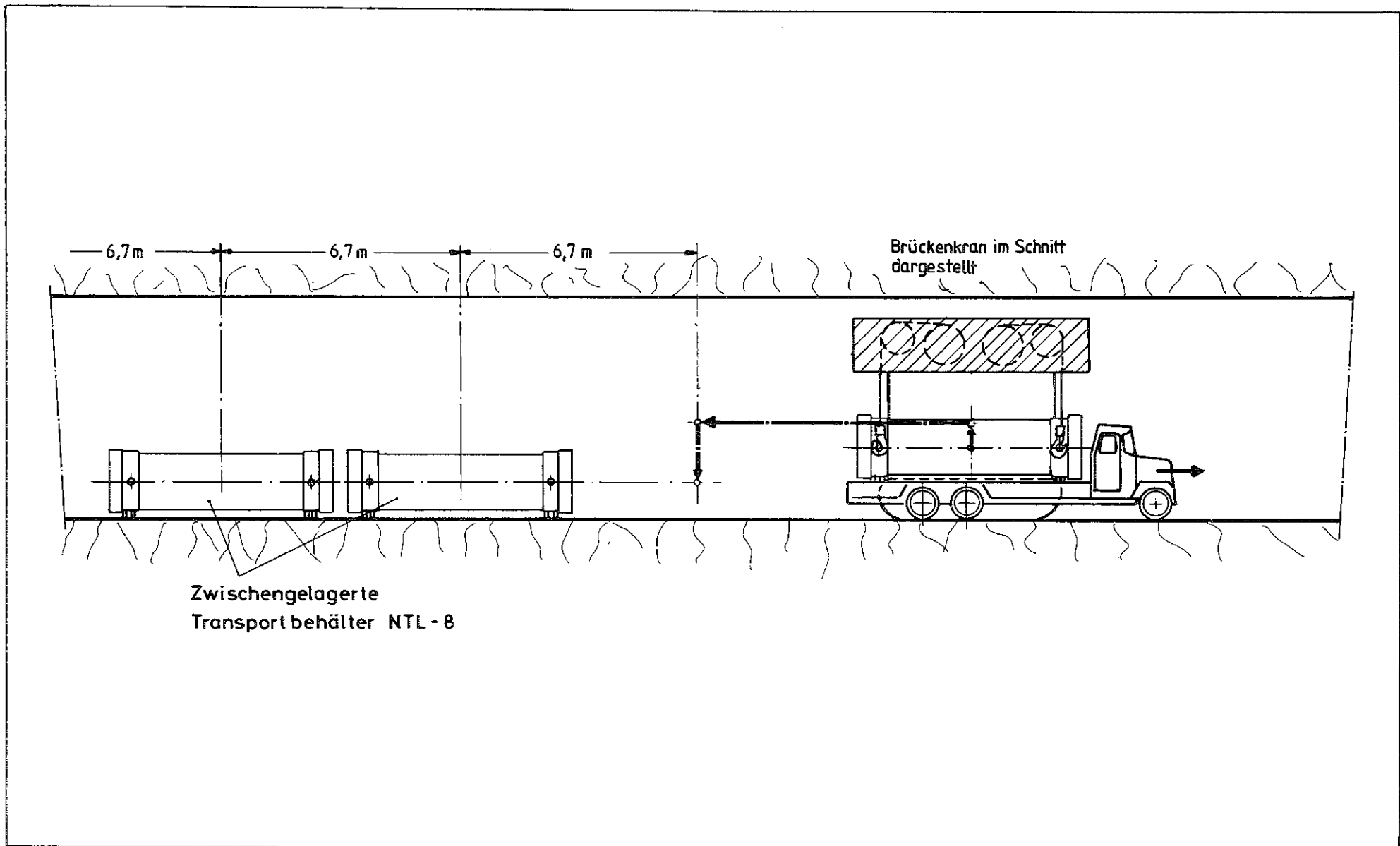


Abb. 3.10 Zwischenlagerung von Transportbehältern

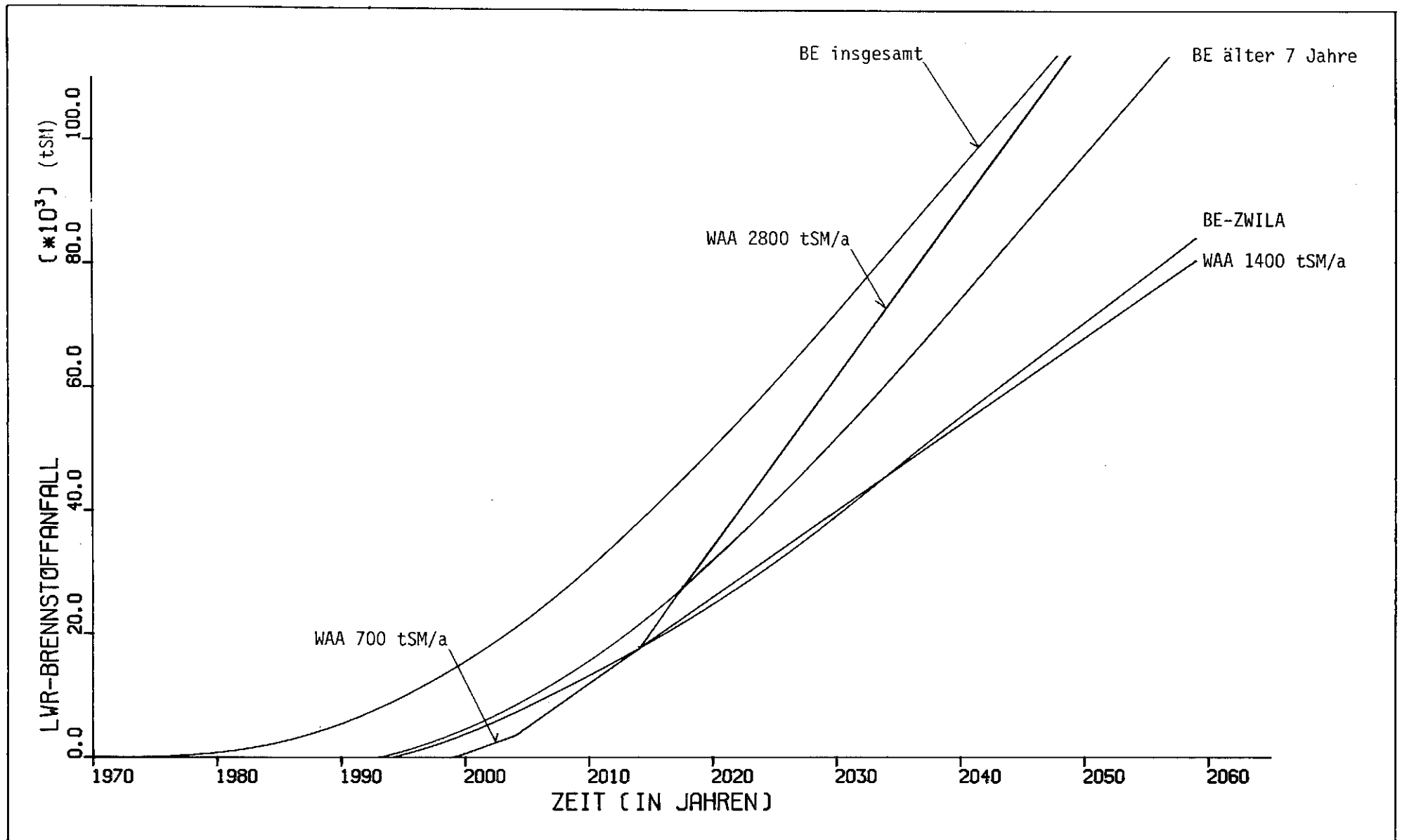


Abb. 3.11 Anfall an abgebrannten Brennelementen in der Bundesrepublik Deutschland und Möglichkeiten der Entsorgung

4. Verarbeitung abgebrannter Brennelemente

Im Anschluß an die Zwischenlagerung werden die abgebrannten Brennelemente, je nach Entsorgungsalternative, entweder in einer Wiederaufarbeitungsanlage oder in einer Konditionierungsanlage für abgebrannte Brennelemente weiter behandelt. Ziel dieser Behandlung ist es im Falle der Wiederaufarbeitung, die in den abgebrannten Brennelementen noch enthaltenen Energierohstoffe U und Pu abzutrennen und wieder in den Reaktor zurückzuführen (entweder in die heute existierenden Leichtwasserreaktoren oder später in Schnelle Brutreaktoren) sowie die bei der Wiederaufarbeitung und Refabrikation anfallenden radioaktiven Abfälle in eine endlagergerechte Form zu überführen. Im Falle der Konditionierung werden die abgebrannten Brennelemente als Abfall betrachtet, der ebenfalls endlagergerecht konditioniert werden muß. Unter endlagergerechter Verpackung wird hierbei die Herstellung eines Produktes verstanden, von dem weder während der Verbringung in das Endlager noch langfristig unter Einbeziehung der geologischen Eigenschaften des Endlagers eine Gefahr für die Umwelt ausgehen darf.

4.1 Beschreibung der Standardverfahren

4.1.1 Wiederaufarbeitung, Refabrikation, Abfallbehandlung

Für die Wiederaufarbeitung von bestrahlten Kernbrennstoffen aus Leistungsreaktoren hat sich weltweit der PUREX-Prozeß* durchgesetzt. Grundlage dieses chemischen Trennprozesses zur Abtrennung der Wertstoffe U und Pu von den Spaltprodukten ist die Flüssig-Flüssig-Extraktion. Hierunter versteht man die Überführung eines oder mehrerer in einer Phase gelöster Stoffe in eine andere Phase, wobei die beiden Phasen selbst nicht ineinander löslich sind. Ein stark vereinfachtes Fließbild ist in Abb. 4.1 wiedergegeben.

* Plutonium-Uranium Recovery by Extraction

Der Prozeß selbst wird in drei Verfahrensschritte eingeteilt:

- Head End
- Extraktion
- Tail End.

Im Head End werden die Brennelemente in etwa 5 cm lang Abschnitte zerschnitten und der abgebrannte Brennstoff mit konzentrierter Salpetersäure herausgelöst. Die zurückbleibenden Hüllrohrabschnitte werden als fester Abfall der Abfallbehandlung zugeführt. Die bei der Zerlegung und Auflösung freigesetzten Spaltgase und Aerosole werden einer speziellen Abgasbehandlung unterzogen, bei der z.B. das radioaktive Jod-129 an speziellen silberimprägnierten Absolutfiltern gebunden wird. Das Krypton soll über eine Tieftemperaturrektifikation abgetrennt und anschließend in Druckflaschen oder auf andere Weise gelagert werden.

Im Verfahrensschritt Extraktion wird zunächst in einem ersten Extraktionsschritt U und Pu gemeinsam in die organische Phase überführt. In der wäßrigen Phase verbleiben etwas mehr als 99 % der Spaltprodukte. Dieser hochaktive Abfall (HAW) wird weiter zur Abfallbehandlung gegeben. Im nächsten Schritt wird die U-Pu-Trennung vorgenommen, anschließend werden die Produkte noch von den restlichen Spaltprodukten gereinigt. Für die Extraktion werden Mischabsetzer, Pulskolonnen oder Schnellextraktoren verwendet.

Im letzten Verfahrensschritt der Wiederaufarbeitung, dem Tail End werden die U- und Pu-Endprodukte hergestellt, d.h. das Uran in Form einer konzentrierten Uranyl-nitratlösung und das Plutonium als festes Plutoniumoxid.

Die Herstellung von Mischoxidbrennstoff erfolgt in der Bundesrepublik Deutschland zur Zeit nach dem Zwisint-Verfahren. Dabei wird zunächst das U und Pu in einem bestimmten Verhältnis gemischt. Aus der Pulvermischung werden dann durch Kaltpressen Pellets hergestellt, die anschließend bei Temperaturen oberhalb 1700 °C gesintert werden. Diese Pellets werden anschließend nochmals gemahlen und die Verfahrensschritte Kaltpressen und Sintern wiederholt. Durch das zweifache Sintern des Brennstoffs wird gegenüber dem früher praktizierten Herstellungsverfahren eine gute Auflösung des Mischoxides bei der Wiederaufarbeitung gewährleistet.

Aufgabe der Abfallbehandlung ist es, die bei der Wiederaufarbeitung und bei der Herstellung der MOX-Brennelemente anfallenden radioaktiven Abfälle in feste stabile Matrixmaterialien einzubinden. Damit soll sichergestellt werden, daß die in den Abfällen enthaltenen Radionuklide hinreichend lange gegenüber Einwirkungen von außen (Auslaugung und mechanische Belastungen) und innen (Strahlung, thermische Beanspruchung) immobilisiert werden bzw. bleiben. Da durch den Wiederaufarbeitungsprozeß und die im Prozeß verwendeten Chemikalien das Volumen der radioaktiven Abfälle zunächst stark zugenommen hat, ist es darüberhinaus auch Aufgabe der Abfallbehandlung, das Volumen der Rohabfälle deutlich zu verringern.

Als Matrixmaterialien kommen, je nach Abfallstrom, Glas, Zement, Bitumen oder PVC in Frage.

Als Standardverfahren für die Verfestigung der hochaktiven flüssigen Abfälle wird heute weltweit die Verglasung angesehen, die i.a. aus folgenden Verfahrensschritten besteht:

- Denitrieren, d.h. Zerstören der freien Salpetersäure im HAW
- Trocknen des HAW und Kalzinieren, d.h. Überführung der Spaltprodukt-nitrate in Oxide
- Einschmelzen des Kalzinats in ein Glasschmelzbad (1200 °C), Abfüllen der Glasschmelze in Edelstahlbehälter und Verschweißen der Behälter.

Auf die übrigen Standardverfahren zur Verfestigung der restlichen Wiederaufarbeitungsabfälle soll hier nicht näher eingegangen werden.

4.1.2 Konditionierung von Brennelementen

Ein Standardverfahren zur Konditionierung von Brennelementen zum Zwecke der Endlagerung existiert nicht. Im Prinzip sind mehrere Varianten denkbar, die in Tab. 4.1 mit ihren wesentlichen Charakteristiken zusammengestellt sind.

Das einfachste Verfahren besteht im Verpacken ganzer Brennelemente. Die meisten Verfahrensschritte laufen bei Umgebungstemperatur und Normaldruck ab. Lediglich beim Vergießen der Hohlräume mit einem Flüssigmetall muß der Be-

hälter kurzfristig aufgeheizt werden, bei der Verwendung von Blei z. B. auf max. 340 °C. Ob ein Vergießen der Hohlräume jedoch erforderlich ist, hängt vor allem von der Festigkeit des verwendeten Behältermaterials ab.

Aufgrund von unterschiedlichen Abbränden im Reaktor, unterschiedlichen Brennelementtypen etc. stellen die so konditionierten Brennelemente kein einheitliches Endlagerprodukt dar, sondern sie können sich von Fall zu Fall stark unterscheiden in ihrer Nachzerfallswärme, ihrer Strahlungsintensität, ihren äußeren Dimensionen etc. Diese Tatsache dürfte jedoch für die spätere Endlagerung eine untergeordnete Rolle spielen.

Im allgemeinen wird das Vorhandensein von Spaltgasen in den Brennstäben als Nachteil bei der direkten Endlagerung von Brennelementen angesehen, insbesondere deshalb, weil man bestrebt ist, Gase in Endlagerprodukten zu vermeiden. Die im Brennstoff während des Reaktorbetriebes gebildeten Spaltgase und leicht flüchtigen Spaltprodukte sind jedoch zum größten Teil fest in der Brennstoffmatrix eingeschlossen.

Die weiteren in Tab. 4.1 aufgeführten Konditionierungsmöglichkeiten sind zunehmend komplexer. So läßt sich z.B. durch das bei einigen Verfahren vorgeschlagene Ziehen der Brennstäbe die Packungsdichte pro Behälter erhöhen und damit die Anzahl der in das Endlager zu transportierenden Behälter reduzieren. Durch das Ziehen der Brennstäbe und das separate Konditionieren der übriggebliebenen Strukturteile wird jedoch wieder Sekundärwaste erzeugt, so daß ein Teil dieses Vorteils wieder aufgehoben wird. Gleichzeitig besteht beim Ziehen der Brennstäbe die Gefahr, daß einige Brennstäbe beschädigt werden und die im Spaltgasplenum vorhandenen Spaltgase in die Anlage freigesetzt werden. Bei diesem Konditionierungsverfahren sind daher wieder größere Anforderungen an das Abgassystem zu stellen.

Generell ist zur Tab. 4.1 zu bemerken, daß mit steigendem Komplexitätsgrad der Konditionierungsverfahren eine zunehmende Flexibilität bezüglich der Produkte einhergeht (Wärmeleistung, Matrixmaterial, Gewicht der Produkte), daß damit aber auch eine immer stärkere Annäherung an den Wiederaufarbeitungsprozeß erfolgt und die Menge an Sekundärwaste zunimmt.

Im Grunde genommen sind also für die Konditionierung von Brennelementen eine ganze Reihe von Verfahren denkbar, von denen einige gewisse Ähnlichkeiten mit einzelnen Teilschritten der Wiederaufarbeitung und Abfallbehandlung aufweisen. So hat z.B. das Verpacken ganzer Brennelemente - wenn man einmal von der Größe und dem Gewicht der Gebinde absieht - eine gewisse Ähnlichkeit mit den Verfahrensschritten, die während oder nach dem Abfüllen der Kokillen bei der Verpackung hochaktiver Abfälle fernbedient ablaufen: Auffüllen des Behälters bis zu einem bestimmten Niveau (Vergießen mit einem Flüssigmetall), Verschließen des Behälters mit einem Deckel, Verschweißen des Behälters, Dichtigkeitstests etc., wobei natürlich bei der Konditionierung der Brennelemente auf die noch vorhandenen Spaltgase Rücksicht genommen werden muß. Bei der Überführung der Brennelemente in stabile Glas- oder Keramikprodukte, dem letzten in Tab. 4.1 skizzierten Verfahren, würde ein dem Wiederaufarbeitungsprozeß vergleichbarer Prozeß ablaufen. Hierbei würde nach der mechanischen Zerkleinerung der Brennelemente der Brennstoff wieder in Salpetersäure aufgelöst bzw. man würde im Falle der Pulverisierung u.U. zur Abtrennung eines Teils der Spaltgase auf einen Voloxidationsprozeß zurückgreifen.

4.2 Bisherige Erfahrungen und Konzepte in verschiedenen Ländern

4.2.1 Wiederaufarbeitung, Refabrikation, Abfallbehandlung

Die Erfahrungen mit der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente wurden sehr ausführlich auf dem Gorleben-Hearing diskutiert / 4.1 /. Daher soll hier nur ganz kurz auf den Erfahrungsstand eingegangen werden.

Der PUREX-Prozeß hat sich weltweit als das bisher beste Verfahren zur Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente herausgestellt. Seine technische Reife wird ihm auch im Abschlußbericht der Gruppe 4 von INFCE bescheinigt / 4.2 /.

Erfahrungen mit der Wiederaufarbeitung nach dem PUREX-Verfahren liegen vor:

- in den USA seit 27 Jahren
- in Großbritannien und Frankreich seit 21 Jahren
- in der Bundesrepublik Deutschland seit 13 Jahren, wenn man die deutsche Beteiligung an der EUROCHEMIC mit berücksichtigt.

Folgende Brennelementmengen wurden bis Ende 1979 weltweit aufgearbeitet:

- ca. 800.000 t U aus dem militärischen Bereich
- ca. 28.000 t U aus Gas-Graphit-Reaktoren (Magnox)
- ca. 900 t U aus Leichtwasserreaktoren.

Im militärischen Brennstoff beträgt der Pu-Gehalt ungefähr 0,3 % gegenüber etwa 1 % im Brennstoff von Leichtwasserreaktoren. Für die Wiederaufarbeitung ist dieser Unterschied nicht signifikant. Der Unterschied in den Abbränden und damit in der Spaltproduktaktivität bei Entnahme aus dem Reaktor ist allerdings beträchtlich zwischen militärischem und zivilem Brennstoff. Die Wiederaufarbeitung des militärischen Brennstoffs erfolgt jedoch nach sehr kurzen Kühlzeiten, während Brennstoff aus Leichtwasserreaktoren i.a. erst nach einer Abklingzeit von mehreren Jahren wiederaufgearbeitet wird. So ist z.B. für einen militärischen Brennstoff mit einem Abbrand von 600 MWd/t und einer Kühlzeit von 60 Tagen die Spaltproduktaktivität - sie hat Auswirkungen auf die Radiolyse des Extraktionsmittels - etwa gleich groß wie bei einem LWR-Brennstoff mit einem Abbrand von 36.000 MWd/t und einer Kühlzeit von drei Jahren. Daraus ist zu schließen, daß die Erfahrungen aus dem militärischen Bereich durchaus auf Anlagen zur Wiederaufarbeitung von LWR-Brennstoff übertragbar sind.

Komplette Abgasreinigungsanlagen wurden bisher an Wiederaufarbeitungsanlagen noch nicht eingesetzt. Einzelne Teilkomponenten wurden jedoch bereits aktiv im technischen Maßstab (Jodfilter an der WAK) bzw. inaktiv im technischen Maßstab (Kr-Abtrennung) erfolgreich erprobt. Eine komplette Abgasreinigungsanlage wird zur Zeit an der WAK geplant (AZUR).

Die Herstellung von MOX-Brennelementen (Refabrikation) ist in der Bundesrepublik Deutschland eine erprobte Technologie. Hier wurden für den Einsatz in LWR-Reaktoren bisher ca. 1,2 t Pu verarbeitet. Die MOX-Brennelemente wurden mit Erfolg in den Reaktoren Kahl, Obrigheim und Gundremmingen eingesetzt. Ferner liegen Erfahrungen mit der Herstellung von Brüterbrennstoff vor, für den ca. 6,5 t Pu verarbeitet wurden. Die Strategie der Pu-Rückführung in thermischen Reaktoren wird vor allem in der Bundesrepublik Deutschland und in Japan verfolgt, während andere Länder, wie z.B. Frankreich und England das bei der Wiederaufarbeitung anfallende Pu in Schnellen Brutreaktoren einsetzen bzw. für den baldigen Einsatz aufbewahren.

Auch die Behandlung von Abfällen aus der Wiederaufarbeitung und Refabrikation ist Stand der Technik und kann auf einen breiten Erfahrungsschatz zurückblicken. So wurden z.B. in der AVM^{*}-Anlage in Marcoule bis Ende 1979 140 m³ HAW verglast und die daraus resultierenden 60 t Glas in 180 Behälter abgefüllt, die sich seitdem in einem luftgekühlten Zwischenlager befinden. Wenn auch der dabei verwendete hochaktive Abfall nicht voll identisch ist mit dem Abfall aus modernen Leistungsreaktoren, so sind die Erfahrungen aus dem technischen Bereich der Anlage (z.B. Verfahrenstechnik, Fernbedienungstechnik, Wartungstechnik) doch ohne weiteres übertragbar.

Bei der Verarbeitung von mittel- und schwachaktiven Abfällen wurden allein in Karlsruhe, Mol und Cadarache bisher über 4000 m³ bituminierte Endabfälle sowie allein in Karlsruhe und Oak-Ridge über 6000 m³ zementierte Endabfälle hergestellt.

Die in der westlichen Welt geplanten Wiederaufarbeitungsanlagen und Anlagen zur HAW-Verfestigung sind in den Tabellen 4.2 und 4.3 zusammengefaßt, wobei zu bemerken ist, daß die EXXON-Anlage in den USA (Tab 4.2) aufgrund der amerikanischen Nuklearpolitik zur Zeit nicht intensiv weiterverfolgt wird.

4.2.2 Konditionierung von Brennelementen

Im Gegensatz zur Wiederaufarbeitung liegen bezüglich der Konditionierung von Brennelementen noch keine Erfahrungen im industriellen Maßstab vor. Weltweit hat sich bisher auch noch kein Land für die Endlagerung abgebrannter Brennelemente entschieden. Zur Konditionierung abgebrannter Brennelemente laufen zur Zeit in drei Ländern nennenswerte Vorhaben, nämlich in Kanada, USA und Schweden.

In Kanada und USA wurden bereits Demonstrationsprogramme zur Konditionierung von Brennelementen begonnen, wobei jedoch die Zielsetzung primär auf eine Langzeitzwischenlagerung und nicht auf eine Endlagerung ausgerichtet ist. In Schweden hingegen wurden vorwiegend umfangreiche Studien zur Konditionierung und Endlagerung von abgebrannten Brennelementen durchgeführt, ohne daß damit nennenswerte experimentelle Programme - zumindest auf dem Gebiet der Konditionierung - einhergingen.

* Atelier Vitrification Marcoule

4.2.2.1 Kanada

Kanada verwendet zur Stromerzeugung die sogenannten CANDU-Reaktoren, die mit Natururan betrieben und mit Schwerwasser gekühlt werden. Das Land verfügt über große Uranvorkommen, die für das eigene Kernenergieprogramm bis weit in das nächste Jahrhundert hinein reichen. Aus diesem Grund wird im Augenblick keine Notwendigkeit gesehen, die abgebrannten Brennelemente wiederaufzuarbeiten. Von politischer Seite wird daher zur Zeit die direkte Endlagerung abgebrannter Brennelemente als Entsorgungsmaßnahme favorisiert.

Trotzdem werden in Kanada auch Forschungs- und Entwicklungsarbeiten auf dem Gebiet der Wiederaufarbeitung durchgeführt. In diesem Zusammenhang sei erwähnt, daß Kanada die wohl umfangreichsten Erfahrungen (ca. 20 Jahre) über das Langzeitverhalten von verglasten Wiederaufarbeitungsabfällen in geologischen Medien besitzt. Da langfristig eine Wiederaufarbeitung nicht ausgeschlossen wird, sollen beide Entsorgungsalternativen bis hin zu einer Pilot-Anlage entwickelt werden. Eine Entscheidung über den großtechnischen Einsatz der einen oder anderen Entsorgungsalternative ist kaum noch in diesem Jahrhundert zu erwarten. Daher sind die Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zur Zeit sehr stark auf eine oberirdische Langzeitzwischenlagerung der abgebrannten Brennelemente konzentriert.

Die Brennelemente von CANDU-Reaktoren unterscheiden sich wesentlich von denen moderner Leichtwasserreaktoren. Erwähnenswert ist hierbei vor allem die geringe Baulänge der CANDU-Brennelemente (ca. 50 cm) sowie der geringe Abbrand. Die relativ kurzen Brennelemente lassen sich zweifelsohne leichter handhaben als die etwa 5 m langen Brennelemente von Leichtwasserreaktoren. Der geringe Abbrand hat zur Folge, daß die Aktivität und Wärmeleistung der abgebrannten CANDU-Brennelemente deutlich niedriger liegt als bei den Brennelementen von Leichtwasserreaktoren. Ferner ist der Restgehalt an Spaltstoffen in abgebrannten CANDU-Elementen bedeutend niedriger als in abgebrannten LWR-Brennelementen.

Die derzeit in Kanada praktizierten Konditionierungsverfahren für abgebrannte Brennelemente dienen - wie bereits erwähnt - ausschließlich der Zwischenlagerung in oberirdischen Lagern. Zunächst werden die Brennelemente in einen

Behälter aus Kohlenstoffstahl eingesetzt, der zugeschweißt und mit Helium gefüllt wird. Dieser Behälter bildet die erste Barriere. Jeweils sechs dieser Brennelementbehälter werden dann in einem weiteren Behälter aus Stahl eingekapselt, der die zweite Barriere bildet.

Die dritte Barriere bildet der äußere Stahlbetonmantel - siehe Abb. 4.2. Der Raum zwischen dem Beton und dem Stahlbehälter ist aus Gründen der Abschirmung mit Blei ausgefüllt. In der Entwicklung befinden sich ferner Konditionierungsverfahren für die Lagerung von Brennelementen in großen luftgekühlten Trockenlagern.

Als Endlagerformationen werden in Kanada Plutone, d.h. flächenhaft große Gebiet mit Ergußgesteinen (Gneiss, Granit, Basalt) favorisiert. Die bisher konditionierten Brennelemente sind für eine Endlagerung nicht geeignet, da die Behälter nicht die notwendige Korrosionsbeständigkeit und mechanische Stabilität aufweisen. Ein klares Konzept für einen Endlagerbehälter gibt es zur Zeit noch nicht. So ist zum Beispiel in Kanada noch vollkommen offen, ob bei der Endlagerung ein Einbarrieren- oder Multibarrierenkonzept angewendet werden soll. Ein Vorschlag geht sogar so weit, den abgebrannten Brennstoff entweder homogen oder heterogen verteilt in einer Glas- oder Keramikmatrix einzubetten (vgl. Tab. 4.1) ohne daß dafür ein belastbares technisches Konzept existiert / 4.3 /.

4.2.2.2 USA

Hinter der Entscheidung von Präsident Carter, in den USA die zivile Wiederaufarbeitung auf unbestimmte Zeit zurückzustellen, standen vor allem Proliferationsüberlegungen. Gestützt wurde diese Entscheidung durch die Tatsache, daß auch die USA über umfangreiche Uranvorkommen verfügen, so daß aus energiepolitischen Gründen die zivile Wiederaufarbeitung in den nächsten 20 bis 30 Jahren nicht erforderlich ist. Man sollte sich jedoch darüber im klaren sein, daß im Bereich der Abfallkonditionierung und Endlagerung in den USA beide Entsorgungskonzepte verfolgt werden, im zivilen Bereich die Konditionierung und Endlagerung von abgebrannten Brennelementen und im militärischen Bereich die Verfestigung der hochaktiven Spaltproduktlösungen und Endlagerung der verfestigten Wiederaufarbeitungsabfälle. Mengenmäßig überwiegt dabei zunächst der militärische Abfall / 4.4 /.

Ein Schwerpunkt der Entwicklungsarbeiten in den USA liegt auf dem Gebiet der längerfristigen Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente. Ein entsprechendes Demonstrationsprogramm wird seit 1979 auf der Nevada Test Site durchgeführt. Die Verpackung der Brennelemente erfolgt in der E-MAD-Anlage^{*}, einer bereits von früheren Vorhaben (Raketenantrieb) existierenden Heißen Zelle von 20 m Höhe, 35 m Länge und 15 m Breite. Wenn auch die E-MAD-Anlage nicht speziell für die Konditionierung von Brennelementen konzipiert wurde, so lassen sich doch die hierbei erworbenen Erfahrungen (z.B. Fernbedienungstechniken, Entlade- und Transporttechniken etc.) auch für spätere Großanlagen nutzen.

Das fernbedient hergestellte Produkt ist in Abb. 4.3 skizziert. Der Behälter kann ein Druckwasserreaktor-Brennelement oder zwei Siedewasserreaktor-Brennelemente aufnehmen. Als Werkstoff wird der Edelstahl AISI 304 verwendet. Der Behälter hat einen äußeren Durchmesser von 356 mm bei einer Wandstärke von 8 mm, die Höhe variiert, je nach Brennelementtyp zwischen 4310 mm und 4850 mm. Der Behälter ist mit Helium gefüllt. Das Helium ermöglicht die Durchführung von Lecktests, verbessert den Wärmeübergang zwischen Brennelement und Behälter und verhindert die Oxidation der Hüllrohre und der UO₂-Pellets.

Die dermaßen konditionierten Brennelemente werden bei drei Demonstrationsvorhaben auf der Nevada Test Site eingesetzt:

- Übertägige Zwischenlagerung von Brennelementen in zylindrischen Beton-Lagerbehältern (Concrete Canister Storage Concept)
- Zwischenlagerung in Senkschächten (Dry Well oder Dry Caisson Concept)
- Einlagerung in einer Granitformation (CLIMAX-Projekt).

Zielsetzung bei allen drei Vorhaben ist zunächst die Demonstration der Handhabung von konditionierten Brennelementen, zum anderen die Überprüfung wärmetechnischer Berechnungen. Beim CLIMAX-Projekt kommen thermomechanische Untersuchungen der geologischen Formation hinzu. Während die beiden ersten Versuchsserien bereits laufen, sollen im Rahmen des CLIMAX-Projektes ab Frühjahr 1980 14 gekapselte Brennelemente in einer Granitformation eingelagert werden.

* Engine Maintenance Assembly Disassembly

Die Versuche in der CLIMAX-Mine sind von vornherein zeitlich begrenzt. Nach fünf Jahren sollen die Brennelemente wieder ausgelagert werden. Dementsprechend sind auch die in der E-MAD-Anlage hergestellten Produkte für eine Zwischenlagerung konzipiert, nicht jedoch für eine Endlagerung. Als langfristig wirksame Barriere in einer geologischen Lagerstätte können diese Behälter nicht angesehen werden, da sie keine sehr hohe Korrosionsbeständigkeit und keine ausreichende Festigkeit gegenüber dem Konvergenzdruck des Gebirges aufweisen.

Bis vor einigen Jahren wurde vom Behälter allerdings auch keine langfristig wirkende Barrierenfunktion gefordert. Man ging davon aus, daß die geologischen Barrieren und die Auslaugbeständigkeit des Abfalls einen allzeit sicheren Aktivitätsausschluß aus der Biosphäre gewährleisten könnte. Ohne daß berechtigte Zweifel an der Sicherheit des geologischen Containments aufgekommen wären, hat sich, ausgelöst durch das schwedische KBS-Projekt, auf das im nächsten Kapitel näher eingegangen wird und unterstützt durch den Bericht der Interagency Review Group / 4.5 / diese Sicherheitsphilosophie inzwischen in den USA jedoch geändert. Besonders im Hinblick auf die noch nicht in allen Einzelheiten bekannten geochemischen Mechanismen beim Transport der Radionuklide wird heute in den USA die Verwendung einer oder mehrerer längerfristig wirksamer technischer Barrieren diskutiert / 4.6 /. Größere Programme zur Entwicklung korrosionsbeständigerer Behältermaterialien oder zur Entwicklung anderer technischer Barrieren sind bereits angelaufen und bringen die ersten Ergebnisse. Allerdings ist immer noch offen, nach welchen Kriterien die zusätzlichen technischen Barrieren ausgelegt werden sollen, welche grundsätzlichen Anforderungen an das Endlagerprodukt zu stellen sind und welche speziellen Anforderungen die Endlagerprodukte in den verschiedenen zur Diskussion stehenden geologischen Formationen zu erfüllen haben.

4.2.2.3 Schweden

Schweden verfügt ebenfalls wie die USA und Kanada über große Uranvorkommen, ohne daß diese jedoch zur Zeit abgebaut werden. Wegen seines relativ kleinen Kernenergieprogramms hat das Land bisher auch nicht die Absicht, selbst eine Wiederaufarbeitungsanlage zu errichten. Die Entsorgung einiger schwedischer Kernkraftwerke (4 von 13 Reaktoren) ist durch Wiederaufbehandlungsverträge mit England (BNFL) und Frankreich (COGEMA) geregelt. Diese Verträge sehen

eine Rücknahme der verfestigten hochaktiven Abfälle vor.

Das schwedische Parlament hat im April 1977 ein Gesetz verabschiedet ("Stipulation Law"), nach dem die Erlaubnis zum Beladen weiterer Reaktoren mit Brennelementen von zwei alternativen Bedingungen abhängig gemacht wird: Entweder muß die "absolut sichere" Endlagerung des hochaktiven Abfalls oder die "absolut sichere" Endlagerung des abgebrannten Kernbrennstoffs nachgewiesen werden.

Die schwedischen Elektrizitätsversorgungsunternehmen gründeten daraufhin das KBS-Projekt (Kärn-Bränsle-Säkerhet), das Konzepte für diese beiden Entsorgungsalternativen entwickelte. Im Rahmen dieses Projektes wurden bisher zwei Berichte erstellt. Im 1. KBS-Report wird die Endlagerung von verfestigtem hochaktiven Abfall behandelt. Der 2. KBS-Report hat die Endlagerung abgebrannter Brennelemente zum Inhalt / 4.13 /.

Nach den vorliegenden Ergebnissen des 2. KBS-Reports soll die Behandlung der abgebrannten Brennelemente wie folgt verlaufen:

- Nach kurzer Lagerzeit am Reaktor werden die Brennelemente zu einem noch zu errichtendem unterirdischen (50 m tiefen) zentralen Zwischenlager gebracht und dort ca. 40 Jahre naß gelagert.
- Dann werden die Brennelemente in einer oberirdischen Anlage zerlegt und die Brennstäbe in Behälter verpackt.
- Anschließend erfolgt die Endlagerung der Behälter in etwa 500 m Tiefe im Urgestein des präkambrischen Schildes (Granit).

Die relativ lange Zwischenlagerzeit wird als Voraussetzung für eine sichere Endlagerung angesehen, um die Wärmebelastung des Gebirges gering zu halten und die Temperaturen des Verfüllmaterials (Bentonit) nicht über 100 °C ansteigen zu lassen.

Da als Endlagermedium in Schweden Granit vorgesehen ist, bei dem stets mit einem gewissen Zutritt von Grundwasser zu rechnen ist, müssen an die Verpackung der Brennelemente besondere Anforderungen gestellt werden. Hierfür

werden zwei sehr aufwendige Verfahren diskutiert. Einmal soll die Lagerung in dickwandigen, mit Blei vergossenen Kupferbehältern erfolgen (Referenzkonzept). Das andere Konzept sieht dafür dickwandige Behälter aus Aluminiumoxid vor, wobei die Stäbe vorher in einen Stahlbehälter verpackt werden (back-up-Lösung). Beide Konditionierungsverfahren werden ausschließlich für die Endlagerung vorgeschlagen. Die Behälter sollen hierbei eine langfristig wirksame Barriere gegen den Korrosionsangriff des Grundwassers und gegen gebirgsmechanische Belastungen bilden.

Bevor in den folgenden Abschnitten auf die von KBS vorgeschlagenen Produkte eingegangen wird, soll zunächst die grundsätzliche Auslegungs- und Sicherheitsphilosophie etwas näher erläutert werden. Basis dieser Überlegungen ist das Uranerzmodell, das zum Beispiel besagt, daß das Gefährdungspotential der Abfälle aus der Wiederaufarbeitung nach etwa 10^3 Jahren das einer natürlich vorkommenden Uranerzlagerstätte (0,2 % U) erreicht. Die technischen Barrieren sollen sicherstellen, daß über diesen Zeitraum das Grundwasser keinen Kontakt mit den Abfällen bekommt. Bei abgebrannten Brennelementen wird das Niveau der Uranerzlagerstätte erst nach mehr als 10^6 Jahren erreicht; für diesen Zeitraum werden daher auch die technischen Barrieren beim Endlagerkonzept für abgebrannte Brennelemente ausgelegt.

Referenzkonzept

Um eine größere Packungsdichte im Behälter zu erreichen, ist vorgesehen, die Brennelemente zu zerlegen und nur die Brennstäbe in einen Behälter aus reinem Kupfer mit einer Wandstärke von 20 cm zu verpacken. Die wesentlichen Daten des dickwandigen Kupferbehälters sind im Abb. 4.4 wiedergegeben, wobei gleichzeitig ein Vergleich mit dem Endlagergebäude für Wiederaufarbeitungsabfälle erfolgt. Der Kupferbehälter faßt dabei - je nach Abbrand der Brennelemente und Brennelementtyp - zwischen 1,1 und 1,4 t Brennstoff. Der Behälter mit den verglasten Abfällen enthält die hochaktiven Abfälle aus der Wiederaufarbeitung von etwa 1 t Brennstoff.

Als Werkstoff für den dickwandigen Behälter wurde hochwertiges sauerstofffreies Kupfer vorgeschlagen. Dieses Material verhält sich gegenüber reinem

Wasser thermodynamisch stabil und wird von Grundwasser nur sehr langsam angegriffen. Darüberhinaus ist es genügend plastisch, um gebirgsmechanischen Bewegungen ohne Bruch zu folgen. Die Wandstärke ist so bemessen, daß unter den denkbaren Bedingungen des Endlagers über einen Zeitraum von 10^6 Jahren hinweg nur etwa ein Drittel des Materials durch Korrosion zerstört werden kann. Für die Sicherheitsanalysen wird hingegen nur von einer Lebensdauer des Behälters von 10^5 Jahren ausgegangen.

Als Füllmaterial für den Zwischenraum zwischen den Brennstäben wird Blei verwendet. Dieses Material besitzt optimale Abschirmeigenschaften für γ -Strahlung und eine relativ hohe Wärmeleitfähigkeit. Es stellt ferner eine zusätzliche Barriere gegenüber dem Grundwasser dar. Durch das Blei und den 20 cm dicken Kupfermantel wird die γ -Strahlung an der Behälteroberfläche so weit abgeschwächt, daß eine radiolytische Zersetzung des Grundwassers nicht mehr auftreten kann. Bei der Auslegung des Kupferbehälters wird das Sicherheitsdenken im Rahmen des KBS-Projektes deutlich: Da noch nicht bekannt ist, ob und gegebenenfalls welche Auswirkungen die Radiolyse auf das Korrosionsverhalten des Behälters ausübt, wird durch technische Maßnahmen sichergestellt, daß die radiolytische Zersetzung erst gar nicht auftritt. Wie durch schwedische Experten versichert wurde, wurden die 20 cm Kupfer allein unter diesem Aspekt ausgewählt, um das schwedische "Stipulation Law" erfüllen zu können. Sobald jedoch experimentelle Ergebnisse zum Einfluß der Radiolyse auf das Korrosionsverhalten vorliegen, ist zu erwarten, daß dieser extreme Konservatismus bei der Behälterauslegung gelockert werden kann.

Das Konditionierungsverfahren basiert auf bekannten Technologien, ein Schritt in technisches Neuland ist dabei nicht zu verzeichnen. Bezeichnend ist, wie das Problem der Deckelschweißung gelöst wurde. Da für das Schweißen von 20 cm dicken Kupferbauteilen keine Technologie vorhanden ist, sollen nacheinander drei dünnere Deckel mit dem Behälter verschweißt werden.

Man sollte sich trotzdem vor der Annahme hüten, daß das von KBS konzipierte Konditionierungsverfahren kurzfristig großtechnisch eingesetzt werden kann. Obwohl die vorgeschlagenen Technologien im Prinzip verfügbar sind, müssen sie auf die speziellen Verhältnisse einer Konditionierungsanlage für abgebrannte Brennelemente (Durchsatz 300 t/a, Fernbedienungstechnik, Länge und Gewicht der Behälter etc.) angepaßt werden, ihre Funktionsfähigkeit unter

realistischen Bedingungen muß demonstriert werden und es muß vor allem der Nachweis geführt werden, daß der Behälter auch tatsächlich die Anforderungen erfüllt, die vom Endlager her an ihn gestellt werden. Bisher hat es hierzu lediglich einen inaktiven Versuch mit einem kleinen Kupferbehälter und einer Brennelementattrappe gegeben.

Für die konzipierte Konditionierungsanlage wurden eine Reihe von Störfällen analysiert. Hierbei zeigte sich, daß selbst unter sehr ungünstigen Annahmen die Strahlenbelastung für das Betriebspersonal und die Umgebung weit unter den zulässigen Werten bleibt.

Ein häufiger Punkt der Kritik an diesem Konzept ist der enorme Kupfer- und Bleiverbrauch. So würden sich zum Beispiel, wenn das Konzept in der jetzt vorliegenden Form realisiert würde, insgesamt etwa 25.000 t Blei und 100.000 t hochreines Kupfer im schwedischen Endlager befinden. Auf die Bundesrepublik Deutschland übertragen würden bei einer Kernkraftwerkskapazität von 50 GWe und einer Betriebszeit des Endlagers von 50 Jahren diese Zahlen bei etwa 250.000 t Blei und 1.000.000 t Kupfer liegen, was in erster Näherung dem jährlichen Verbrauch an raffiniertem Blei und Kupfer in der Bundesrepublik entspricht. Diese Mengen an Blei und Kupfer stellen jedoch weder von der derzeitigen Verfügbarkeit dieser Rohstoffe noch von den Kosten her gesehen einen entscheidenden Einwand gegen dieses Konzept dar. Wichtiger erscheint hingegen der Hinweis, daß ein derartiges Endlager eine Art "Blei- und Kupfermine" darstellt, die unter dem Aspekt der langfristigen Ressourcenverknappung spätere Generationen unter Umständen dazu zwingen könnte, die konditionierten Brennelemente eines Tages wieder hervorzuholen.

Back-up-Lösung

Alternativ zum Kupferbehälter wird ein Behälter aus α -Aluminiumoxid (Korund) als Endlagerbehälter vorgeschlagen. Er wird durch isostatisches Pressen bei hohen Drücken (> 1000 bar) und hohen Temperaturen (> 1000 °C) aus feinpulvrigen, hochreinen, entgasten α -Al₂O₃-Pulver hergestellt. Das Material besitzt eine sehr gute chemische Beständigkeit und ist thermisch sehr stabil. Nachteilig im Hinblick auf die zu erwartenden gebirgsmechanischen Belastungen ist die Sprödigkeit des Materials. Aufgrund der durch die Gebirgsbewegung zu erwartenden Scherkräfte und aufgrund des derzeitigen Standes der Herstel-

lungstechnik ist die Behälterlänge auf etwa 3 m limitiert.

Das hat zur Folge, daß die Brennstäbe verkürzt werden müssen. Wie in Abb. 4.5 dargestellt, sollen dazu zwei Brennstäbe in einer Stahlhülle eingeschweißt und zu einer Spirale aufgerollt werden. Diese aufgerollten Stahlhüllen werden in mehreren Lagen in einen Edelstahlzylinder eingesetzt, der dann ebenfalls gasdicht verschweißt wird.

Der Edelstahlbehälter wird - siehe Abb. 4.6 - dann in den Korundbehälter eingeführt. Damit beim Verschließen des Deckels, was ebenfalls durch isostatisches Pressen erfolgt, der Stahlbehälter mit den Brennstäben nicht über 900 °C erhitzt wird, wird oben auf den Stahlbehälter eine Wärmeisolierung aufgebracht. Insgesamt lassen sich pro Behälter 410 kg Brennstoff unterbringen.

Selbst wenn man einmal von dem futuristischen Aufrollverfahren für die Brennstäbe absieht - hier soll bereits ein aktiver Demonstrationsversuch stattgefunden haben, ohne daß darüber Einzelheiten bekannt sind - ist der Prozeß des isostatischen Pressens alles andere als ideal für eine Entsorgungstechnologie. Es sollte zwar möglich sein, ein Bauwerk so auszulegen, daß bei einer möglichen Explosion der Presse keine unzulässige Strahlenbelastung des Betriebspersonals oder der Umwelt auftritt. Trotzdem vermeidet man bei kern-technischen Einrichtungen gern alle Prozesse, die bei hohen Temperaturen und hohen Drücken ablaufen, wenn andere Technologien dafür zur Verfügung stehen.

Falls sich die Schweden für die direkte Endlagerung abgebrannter Brennelemente entscheiden, wird vom KBS-Projekt ein Zeitraum von 40 Jahren für die Realisierung eines dieser Konzepte angesetzt: 20 Jahre Optimierungsphase und 20 Jahre Detailengineering und Errichtung der Anlagen. Dieser Zeitraum von 40 Jahren ist durch die lange Zwischenlagerzeit der Brennelemente vorgegeben. Unter diesen Randbedingungen ist das Konzept mit Sicherheit zu realisieren.

Die weltweiten Erfahrungen auf dem Gebiet der Konditionierung abgebrannter Brennelemente lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Bisher wurde noch kein einziges Brennelement zu einem endlagergerechten Produkt verarbeitet.
2. Verbindliche und weltweit akzeptierte Kriterien für Endlagerprodukte auf der Basis abgebrannter Brennelemente existieren noch nicht.
3. Die Konditionierung abgebrannter Brennelemente erfolgte bisher ausschließlich zum Zwecke der Zwischenlagerung. Die dafür entwickelten Konditionierungs- und Handhabungstechniken lassen sich jedoch zum großen Teil auch bei der Herstellung und Handhabung endlagergerechter Produkte verwenden.
4. Die im Ausland für die Konditionierung abgebrannter Brennelemente praktizierten bzw. konzipierten Konditionierungsverfahren führen nur zu einer geringen Freisetzung radioaktiver Stoffe bei der Herstellung der Produkte (siehe Tab. 4.4). Störfälle in der Anlage bleiben nach den bisher vorliegenden Störfallanalysen auch ohne aufwendige technische Maßnahmen ohne größere Folgen für die Umgebung.

4.3 Referenzkonzepte für die Bundesrepublik Deutschland

4.3.1 Wiederaufarbeitung, Refabrikation, Abfallbehandlung

Im Beschluß der Regierungschefs von Bund und Ländern zur Entsorgung der Kernkraftwerke vom 29. September 1979 wird auch die Forderung nach einer sicherheitstechnischen Optimierung des integrierten Entsorgungskonzeptes erhoben. Erste Ansatzpunkte dazu hatte es schon vor dem Gorleben-Hearing im März/April 1979 gegeben, jedoch wurden die Arbeiten zur Optimierung der Entsorgungsanlagen durch diese Veranstaltung zweifelsohne intensiviert. Von der Industrie wurden inzwischen die von Ministerpräsident Albrecht in seiner Regierungserklärung vom 16. Mai 1979 geforderten Änderungen bei der Planung berücksichtigt. Als Referenzkonzept wurden daher für die Studie nicht die Planungs-

unterlagen für die ehemals in Gorleben geplante 1400 jato Anlage verwendet, sondern neuere Unterlagen der DWK/KEWA / 4.7 /.

Die neuen Planungsunterlagen gehen für großtechnische Wiederaufarbeitungsanlagen von einer Modulbauweise mit einer Kapazität von jeweils 700 jato aus. Die in einem Modul verwendeten Komponenten orientieren sich dabei in ihrer Kapazität an den in französischen und englischen Anlagen erprobten Apparaten. Ein derartiger Modul wird in der Studie als Referenzkonzept betrachtet. Auf die in Hessen geplante Anlage mit einem Durchsatz von 350 jato wird nur am Rande eingegangen, da es sich hierbei noch nicht um eine großtechnische und wirtschaftliche Anlage handelt.

Ein vereinfachtes Prozeßschema für die Wiederaufarbeitungsanlage ist in Abb. 4.7 wiedergegeben; einige ergänzende Daten wurden in Tab. 4.5 zusammengestellt. In einem geschlossenen Anlagenkomplex, der aus mehreren Gebäuden besteht, sind die folgenden Prozeßbereiche untergebracht:

- Übernahme der Brennelemente
- Mechanische Zerkleinerung der Brennelemente
- Auflösung des Kernbrennstoffs
- Abgasreinigung
- Abtrennung der Spaltprodukte, Trennung von U und Pu, Reinigung (Extraktion)
- Überführung des U und Pu in eine feste Form (Konversion)
- Herstellung von MOX-Brennstoff
- Verglasung der Spaltprodukte und Verfestigung der übrigen radioaktiven Abfälle

Wie aus Abb. 4.7 zu entnehmen ist, soll die Anlage im Bereich des Head-end zweisträngig, im Bereich der Verglasung dreisträngig ausgeführt werden. Nach Angaben der KEWA sollen die Prozeßanlagen eine Gebäudehöhe von 30 m nicht überschreiten, der Kamin für die Ableitung der gereinigten Abgase soll eine Höhe von 200 m haben. Alle Apparate, Systeme und Komponenten, die radioaktive Materialien enthalten, werden in voneinander getrennten Prozeßzellen untergebracht, die gegen Einwirkungen von Innen und Außen sicherheitstechnisch ausgelegt sind. Dabei werden alle Gebäudeteile, die wesentliche Anteile des Aktivitätsinventars einschließen, durch entsprechend dimensionierte Stahl-

betonwände bis zu 2 m Stärke, der sogenannten "Harten Schale", geschützt. Außerdem befinden sich Tanks und Behälter mit Lösungen hoher Aktivität unterhalb des Normalniveaus des Gebäudes, so daß ein mehrfacher Schutz durch Geschloßdecken, Zellenwände und umgebendes Erdreich gegeben ist.

Die Optimierungsarbeiten führen zu einem Anlagenkonzept, das realistische Abklingzeiten der wiederaufzuarbeitenden Brennelemente berücksichtigt, radioaktive Inventare in der Anlage reduziert, zu einer weiteren Herabsetzung des Strahlenbelastung für Personal und Umgebung führt und eine inhärent sichere Kühlung der selbsterhitzenden Spaltproduktlösungen vorsieht.

Gegenüber dem Eingangslager des integrierten Entsorgungszentrums wurde die Eingangsstation wesentlich verkleinert. Eine Gegenüberstellung des früheren und jetzigen Konzeptes wird in Tab. 4.6 vorgenommen. Neben der Verkleinerung des Brennelementlagers auf 300 t werden in Zukunft aus den Abklingbecken der Reaktoren oder aus den unabhängigen Zwischenlagern nur Brennelemente mit einer Mindestabklingzeit von 5 bis 7 Jahren angeliefert und wiederaufgearbeitet.

Dies führt dazu, daß das Aktivitätsinventar und die aus der Anlage abzuführende Nachzerfallswärme etwa um den Faktor 40 gegenüber dem früheren Konzept verringert wurde. Damit kann die Notkühlung der in den Eingangszellen vorhandenen abgebrannten Brennelemente mit passiven Kühleinrichtungen sichergestellt werden, wie z.B. Wärmerohren oder Varianten der Naturzugkühlung. Ferner kann wegen der geringeren Wärmeentwicklung der Brennelemente auf die früher geplante NaBentladung zugunsten einer Trockenentladung verzichtet werden, was eine Vereinfachung der betrieblichen Abläufe, einen erhöhten Einsatz von Fernbedienungstechniken und eine deutliche Verringerung der Dekontaminationsarbeiten an den Transportbehältern zur Folge hat. Dadurch kann die Strahlenbelastung des Betriebspersonals in diesem Bereich wesentlich gesenkt werden.

Die Verringerung des Aktivitätsinventars und der abzuführenden Wärmeleistung in der Wiederaufarbeitungsanlage beruht auf der Dezentralisierung der Brennelementlager und der späteren Anlieferung der Brennelemente zur Wiederaufarbeitung, was zu gewissen Erleichterungen bei der sicherheitstechnischen Auslegung von Einzelanlagen oder Einzelkomponenten führt. Die Gesamtsituation in der Bundesrepublik Deutschland bezüglich der zu lagernden Brennelemente und deren Aktivität bleibt damit unverändert.

Die Zerkleinerung der abgebrannten Brennelemente und Auflösung des Brennstoffs erfolgt nach dem in Kap. 4.1.1 beschriebenen und seit vielen Jahren erprobten "Chop- and Leach-Verfahren". Die während des Schneide- und Auflösevorganges freigesetzten flüchtigen Stoffe wie z.B. Krypton und elementares Jod werden zusammen mit anderen Prozeßgasen (Luft, Wasserdampf, Stickoxide) in einer Abgasanlage von Schadstoffen befreit. Der Wasserdampf und damit auch das im Abgas befindliche Tritium, das hier vorwiegend als tritiiertes Wasser vorliegt, wird an einem Kondensator niedergeschlagen. Die Stickoxide werden mit Luft oxidiert und ausgewaschen, wobei sich Salpetersäure bildet, die in den Prozeß zurückgeführt wird. Das Jod wird in speziellen Jodfiltern an silberimprägniertem Absorbermaterial chemisch stabil gebunden. Obwohl der Nutzen der Kryptonabtrennung in den letzten Jahren sehr stark in Zweifel gezogen worden ist, soll das Krypton entsprechend der SSK-Empfehlung abgetrennt werden. Dafür ist eine Tieftemperaturrektifikation vorgesehen mit anschließendem Abfüllen des Kryptons auf 50-Liter-Druckgasflaschen. Aerosole werden durch Flüssigaerosolabscheider und Schwebstofffilter zurückgehalten.

Im Bereich der Extraktion haben sich durch den Übergang auf 7 Jahre gekühlte Brennelemente bedeutende sicherheitstechnische Erleichterungen ergeben. Wie aus Abb. 2.2 zu entnehmen ist, ist die spezifische Aktivität des abgebrannten Brennstoffs nach 7 Jahren auf etwa 20 % des Wertes nach einem Jahr abgeklungen, was eine bedeutend geringere Zersetzung des organischen Lösungsmittels zur Folge hat. Die Konzentration an kürzerlebigen Spaltprodukten, von denen einige im Wiederaufarbeitungsprozeß sehr unangenehm sind, hat hingegen noch bedeutend stärker in diesem Zeitraum abgenommen. Das für die Bildung von Grenzflächenniederschlägen im ersten Extraktionszyklus (Crudbildung) verantwortliche Zirkon-95 nimmt in diesem Zeitraum z.B. um 10 Zehnerpotenzen ab. Entsprechend der Aktivitätsabnahme ist auch eine Verringerung der Wärmeleistung zu verzeichnen, was dazu führt, daß die Wärmeableitung aus den Extraktionseinrichtungen mit einfachen technischen Hilfsmitteln wie z.B. einer geeigneten Belüftung der Prozeßzellen durchgeführt werden kann. An Extraktionsapparaten werden im ersten Extraktionszyklus sowie in den beiden Pu-Zyklen Pulskolonnen, in den beiden U-Zyklen Mischabsetzer verwendet.

Insgesamt läßt sich durch den Übergang zu länger gekühlten Brennelementen eine Erhöhung der Verfügbarkeit der Komponenten im Bereich der Extraktion

erzielen, so daß auf Pufferbehälter zur Entkopplung von Anlagenteilen weitgehend verzichtet werden kann. Der Vorteil dieser Maßnahme ist neben der Reduzierung des Aktivitätsinventars vor allem darin zu sehen, daß die Menge an leicht dispergierbaren radioaktiven Stoffen damit gleichzeitig herabgesetzt wird, wodurch die potentielle Gefährdung, die von diesem Anlagenteil ausgeht, wesentlich reduziert wird. Um diese Maßnahme ins rechte Licht zu rücken, muß darauf hingewiesen werden, daß sich bei herkömmlicher Anlagenauslegung i.a. mehr als 95 % des radioaktiven Inventars in Lagern und Pufferbehältern und weniger als 5 % im eigentlich Prozeß befinden.

Ganz besonders stark kommt die neue Sicherheitsphilosophie der "Minimierung des leicht dispergierbaren radioaktiven Inventars" bei den hochaktiven Spaltproduktlösungen zum Tragen. Bei der bisherigen Konzeption sollte entsprechend den internationalen Gepflogenheiten die wäßrigen Spaltproduktlösungen in Edelstahl tanks gesammelt und bis zu 5 Jahren zwischengelagert werden. Die Planung geht jetzt von einer unmittelbaren Verglasung der Spaltproduktlösung nach ihrer Abtrennung aus, was aufgrund der langen Kühlzeit der Brennelemente technisch möglich ist.

Dadurch kann das große Zwischentanklager mit einer Lagerkapazität von 7000 m³ entfallen, und es werden nur noch einige Pufferbehälter mit einer Kapazität von max. 300 m³ benötigt. Die abzuführende Nachzerfallswärme verringert sich dadurch von 40.000 kW auf 890 kW. Die Pufferbehälter sind neben dem normalen Betriebskühlsystem mit einer inhärent sicheren Siedekühlung für den Störfall versehen.

Für die Verglasung der Spaltproduktlösung sind AVM-Anlagen vorgesehen. Pro Stunde werden 100 Liter Spaltproduktlösung verglast, woraus man zwei Glasblöcke pro Tag erhält. Dazu sind zwei parallele AVM-Anlagen erforderlich. Zur Reserve ist noch eine dritte Verglasungslinie vorgesehen. Alle übrigen radioaktiven Abfälle werden in Zement eingebunden. Das tritiumhaltige Wasser soll in isolierte poröse Schichten des geologischen Untergrundes verpreßt werden.

Die nach den dritten Extraktionszyklen anfallenden Uranyl nitrat- bzw. Plutonium nitratlösungen werden so miteinander vermischt, daß ein Verhältnis von 70 % Uran zu 30 % Plutonium in der Lösung vorliegt. Hieraus wird umgehend

Mischoxidpulver hergestellt. Ob am Standort der Wiederaufarbeitungsanlage auch eine Fabrikationsanlage zur Herstellung von MOX-Brennelementen errichtet wird, ist noch offen. Durch die sofortige Herstellung von Mischoxidbrennstoff wird auf jeden Fall sichergestellt, daß kein reines PuO_2 in größeren Mengen gelagert oder transportiert werden muß.

Insgesamt gesehen sind durch die hier beschriebenen Änderungen im Anlagenkonzept wesentliche sicherheitstechnische Verbesserungen erzielt worden, die eine Reihe der von den Kritikern beim Gorleben-Hearing vorgebrachten Einwände und speziell auch die Forderungen, die der niedersächsische Ministerpräsident Albrecht in seiner Regierungserklärung vom 16. Mai 1979 erhoben hat, berücksichtigen. In der Zwischenzeit wurden darüberhinaus neue Forschungsergebnisse zur Jod-Immission und zur Radiolysewasserstoffbildung (siehe Kap. 4.4.3 und 4.4.5) veröffentlicht, die zeigen, daß einige der beim Gorleben-Hearing diskutierten Probleme in Wirklichkeit gar nicht existieren.

Wie die bisherigen Erfahrungen zeigen, sind die grundsätzlichen Probleme bei der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente und bei der Abfallbehandlung gelöst. Weiterführende Entwicklungsarbeiten haben zum Ziel,

- die Verfügbarkeit von Komponenten zu verbessern
- den Betriebsablauf unter sicherheitstechnischen und ökonomischen Gesichtspunkten zu optimieren
- die Strahlenbelastung des Betriebspersonal kerntechnischer Anlagen weiter zu reduzieren
- die Auswirkungen auf die Umgebung noch weiter herabzusetzen..

Basis der sicherheitstechnisch relevanten Entwicklungsarbeiten bilden dabei die gemeinsam von Reaktorsicherheitskommission und Strahlenschutzkommission verabschiedeten Empfehlungen vom 20. Oktober 1977.

Es bestehen keine Zweifel, daß diese Entwicklungsarbeiten in den nächsten Jahren erfolgreich durchgeführt werden können und daß in der Bundesrepublik Deutschland die großtechnische Einführung der Wiederaufarbeitung in dem von den Regierungschefs von Bund und Ländern anvisierten Zeitrahmen (Inbetriebnahme der Anlagen Ende der neunziger Jahre) realisiert werden kann.

4.3.2 Konditionierung von Brennelementen

4.3.2.1 Anforderungen an den Endlagerbehälter

Wie bereits erwähnt wurde, existieren bisher keine verbindlichen Kriterien für die Auslegung von Endlagerprodukten, und zwar weder für Endlagerprodukte, die die radioaktiven Abfälle aus der Wiederaufarbeitung noch solche, die abgebrannten Brennstoff enthalten. In diesem Zusammenhang ist die Frage auch noch nicht ausdiskutiert, inwieweit ingenieurmäßige Barrieren und die Anwendung eines Mehrfachbarrierensystems in Zukunft verstärkt bei der Endlagerung radioaktiver Abfälle berücksichtigt werden sollten. Eine allgemeingültige Antwort wird sich darauf wahrscheinlich auch nicht geben lassen, da die Notwendigkeit der Verwendung von Mehrfachbarrieren und die daraus resultierenden Konsequenzen für die Sicherheit eines Endlagers stark von der gewählten geologischen Formation und von den standortspezifischen Eigenschaften des Endlagers abhängen.

Es bestehen jedoch keine Zweifel, daß im Falle der abgebrannten Brennelemente der Behälter eine Barrierenfunktion übernehmen muß. Diese Forderung stellt sich schon allein aufgrund der Tatsache, daß die abgebrannten Brennelemente radioaktive Spaltgase enthalten, die selbst im Falle von defekten Brennstäben nicht in unzulässigen Konzentrationen in das Endlagerbergwerk gelangen dürfen.

Aufgrund des höheren Gefährdungspotentials der abgebrannten Brennelemente gegenüber den Wiederaufarbeitungsabfällen (siehe Kap. 5.4.4) muß dem Behälter darüberhinaus auch eine längerfristige Barrierenfunktion zugeordnet werden. Dabei muß man sicherlich nicht so weit gehen wie die Schweden, die von ihrem Behälter auf der Basis des Uranerzmodells eine Lebensdauer von $>10^6$ Jahren fordern. Zur Abschätzung einer potentiellen Gefährdung durch die endgelagerten Abfälle reicht es nicht aus, nur das Nuklidinventar oder die Radiotoxizität der Abfälle zu betrachten, vielmehr muß auch der Vorgang, der zu einer potentiellen Gefährdung führt, mit berücksichtigt werden.

Eine mögliche Gefährdung der Biosphäre durch die radioaktiven Abfälle kann nur auftreten, wenn Wasser in das Endlager dringt, wenn dieses Wasser im Endlager zu Salz-Auflösevorgängen größeren Ausmaßes führt, wenn darüberhinaus

die Mechanismen, die zur Zerstörung der Endlagerprodukte führen, auch wirksam werden und wenn schließlich die gelösten Radionuklide auch an die Erdoberfläche abtransportiert werden.

Im Rahmen dieser Studie wurde für die anzustrebende Lebensdauer des Behälters für abgebrannte Brennelemente einen Zeitraum von etwa 1000 Jahren angesetzt. Die Rechnungen über die thermischen Verhältnisse in einem Endlager mit konditionierten Brennelementen (siehe Kap. 5.4.6) zeigen nämlich, daß die maximale Temperatur im Lagerfeld nach 1000 Jahren unterhalb von 100 °C liegt. Eine Temperatur um oder unter 100 °C wird als wesentliches Kriterium für die Sicherheit des Endlagers angesehen, da unter diesen Bedingungen bedeutend günstigere Verhältnisse bezüglich der Auslaugung und des Transports von Radionukliden vorliegen als bei höheren Temperaturen. Ferner ist nach diesem Zeitraum das horizontale Temperaturprofil im Endlager bereits sehr flach, so daß sich Konvektionsströmungen, die aufgrund der versetzten Strecken bereits sehr unwahrscheinlich sind, kaum ausbilden können.

Ein weiteres Argument dafür, daß die Behälter für konditionierte Brennelemente eine Barrierenfunktion von mindestens einigen hundert Jahren übernehmen sollten, ist im Verhalten des Brennstoffs begründet. Im Spalt Brennstoff/Hülle befinden sich leicht flüchtige radioaktive Spaltprodukte (Größenordnung einige Prozent), die während des Reaktorbetriebes dorthin gelangt sind. Einige dieser Radionuklide, wie z.B. das Caesium (Cs-137, Halbwertszeit 30,1 a) können bei Kontakt mit einer Flüssigkeit leicht aus dem Spalt ausgelaugt werden. Deshalb sollte der Behälter mindestens so lange dicht bleiben, bis diese Radionuklide abgeklungen sind.

Eine Lebensdauer des Behälters von etwa 1000 Jahren soll nicht nur im Steinsalz sondern auch in Salzlagern - z.B. nach Eintritt eines Störfalles - gewährleistet sein. Das bedeutet, daß Fragen der Korrosion im Endlager besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden müssen.

Bei der Forderung nach der Integrität der Behälter sind die weiteren vom Endlagermedium herrührenden Randbedingungen zu berücksichtigen:

- die Produkte müssen einem Gebirgsdruck von ca. 300 bar standhalten
- die Oberflächentemperatur der Behälter im Endlager beträgt maximal 200 °C.

Im Laufe der Studie hat sich herausgestellt, daß Temperaturen von 200 °C bei den gewählten Endlagerkonzepten für abgebrannte Brennelemente bei weitem nicht erreicht werden ($T_{\max} \approx 150$ °C). Da es sich bei den vorgeschlagenen Konzepten aber noch nicht um optimierte Konzepte handelt und sich dementsprechend auch noch gewisse Veränderungen in der maximalen Temperatur ergeben können, wird im Rahmen der Studie bei den Überlegungen zur Behältermaterialauswahl nach wie vor von einer maximalen Temperatur von 200 °C ausgegangen.

Im folgenden wird kurz dargestellt, inwieweit die im Ausland entwickelten oder konzipierten Produkte die hier formulierten Randbedingungen für einen Endlagerbehälter erfüllen und ob gegebenenfalls die vorgeschlagenen Konditionierungsverfahren übernommen werden können.

- Das in den USA entwickelte Produkt, zur Zwischenlagerung in nicht oder nur schwach korrosivem Medium (Luft) konzipiert, müßte hinsichtlich des Behältermaterials erheblich ertüchtigt werden, um den mechanischen und chemischen Beanspruchungen gewachsen zu sein. Das Verfahren zur Herstellung des Produktes, charakterisiert durch die Verpackung der kompletten Brennelemente, ist einfach und ohne größere Änderungen auf die Herstellung eines Endlagerproduktes übertragbar.
- Die in Kanada entwickelten oder konzipierten Produkte sind ebenfalls Zwischenlagerprodukte und für die Endlagerung im Salz in der vorliegenden Form nicht geeignet.
- Die in Schweden konzipierten Produkte sind für eine Lagerung im nassen Granit oder Gneiss entwickelt worden. Der Kupferbehälter ist für die Lagerung im Salz nicht geeignet, da er weder den anzunehmenden mechanischen Belastungen standhalten kann, noch genügende Korrosionsbeständigkeit gegenüber Salzlaugen aufweist. Der erforderliche Korrosionsschutz würde erhebliche Wandstärken erfordern. Das Material besitzt bei 200 °C nur noch eine ungenügende mechanische Festigkeit. Der alternative Korundbehälter dagegen scheint hinsichtlich der Korrosionseigenschaften dieses Materials ein optimaler Brennelementbehälter zu sein. Das mechanische Verhalten dürfte zufriedenstellend sein, da Scherbelastungen, die zum Zerschlagen der Behälter führen können, im Salz

wahrscheinlich nicht auftreten. Die Herstellung des Produktes und seine Qualitätsgewährleistung dürften jedoch einige Probleme bereiten.

4.3.2.2 Vorschlag für einen Endlagerbehälter

Das Brennelementbehältermaterial muß zwei Materialeigenschaften in sich vereinen, nämlich gute Korrosionsbeständigkeit gegenüber Salzlauge und genügende Festigkeit gegenüber dem Gebirgsdruck. Nicht in allen Fällen lassen sich diese Forderungen gleichzeitig erfüllen.

In Anlehnung an das amerikanische Konzept wird die Einkapselung eines unzerlegten kompletten Brennelementes vorgeschlagen. Entsprechend dem gewählten Behältermaterial kommen dabei für den Behälter folgende Varianten in Betracht:

- einschaliger Behälter
- zweischaliger Behälter
- ein- oder zweischaliger Behälter mit Bleiverfüllung.

Die beiden Behältervarianten sind in Abb. 4.8 und 4.9 wiedergegeben. Ergänzende Daten zu den erforderlichen Wandstärken und den Gewichten der Behälter sind in Tab. 4.7 zusammengefaßt. Hierbei ist anzumerken, daß die berechneten Wandstärken und die vorgeschlagenen Materialien nur als erste Anhaltswerte zu betrachten sind, da die vorliegenden Korrosionsergebnisse nicht ausreichen, um belastbare Aussagen zum Verhalten ausgewählter Verpackungsmaterialien unter endlagerrelevanten Bedingungen zu machen.

Für einen einschaligen Brennelementbehälter müßte ein Werkstoff verwendet werden, der sich sowohl durch hohe Festigkeit als auch gute Korrosionsbeständigkeit auszeichnet. Über die Einsatzfähigkeit des vorgeschlagenen Edelstahls bestehen starke Zweifel, da viele Edelstähle zur Lochfraßbildung und zur Spannungsrißkorrosion neigen. Erst wenn diese Art der Korrosion sicher ausgeschlossen werden kann, könnte ein Edelstahl in die engere Wahl gezogen werden. Die erforderlichen Wandstärken müßten wegen des relativ hohen flächenbezogenen Korrosionsabtrages und der mäßigen Festigkeit zwischen 70 mm und 120 mm liegen. Ein solcher Behälter wäre primär wegen der großen Materialmenge sehr teuer. Da dieses Konzept zu den höchsten Behältergewichten führt, wurden diese Werte im Sinne konservativer Annahmen für die Auslegung des Endlagers zugrundegelegt.

Nickelbasislegierungen wie z.B. Hastelloy oder Inconel zeigen i.a. keine Spannungsrißkorrosion, selten Lochfraß und einen geringeren flächenbezogenen Korrosionsabtrag. Die Festigkeit kann je nach Legierungszusammensetzung stark variieren. Wandstärken unter 40 mm dürften jedoch nicht zu erreichen sein. Der Preis für Behälter aus diesen Legierungen liegt ebenfalls hoch.

Bei einem zweischaligen Brennelementbehälter soll ein wenig korrosionsbeständiger, dafür aber fester Werkstoff die mechanische Stabilität gewährleisten und ein außen aufgebrachtes korrosionsbeständiges Material für die nötige chemische Beständigkeit sorgen. Korrosionsschutzschichten z.B. aus Titan oder einer Titanlegierung würden bereits in einer Dicke von wenigen Millimetern den erforderlichen Schutz gewähren. Ein derartiger Behälter dürfte kostengünstiger sein als ein einschaliger Behälter, auch wenn der Herstellungsprozeß aufwendiger ist.

Die Beanspruchungen und daraus resultierende Verformungen eines großen Behälters im Endlager über lange Zeiten anzugeben, ist äußerst schwierig, da man unter Umständen wegen der Langzeitbeanspruchung auch Kriechvorgänge berücksichtigen muß. Falls die Gefahr einer Langzeitverformung des Behälters unter den im Endlager herrschenden Temperatur- und Druckverhältnissen besteht, wäre der Frage nachzugehen, ob eine Verformung des Behälters durch eine Verstärkung der Behälterwandstärke verhindert werden kann. Im anderen Fall wäre eine Verfüllung der Hohlräume zwischen den Brennstäben z.B. mit Blei in Erwägung zu ziehen, wie es auch im schwedischen Konzept vorgeschlagen wird. Aber auch andere Verfüllmaterialien, wie z.B. Sand, sollten in die engere Wahl gezogen werden, da eine Verfüllung mit einer gewissen Restporosität unter sicherheitstechnischen Aspekten (Leckage von Spaltgasen) für die Betriebsphase des Endlagerbergwerks bestimmte Vorteile bietet.

Um erste orientierende Anhaltswerte über potentielle Behältermaterialien zu erhalten, wurde eine Literaturstudie über das Korrosionsverhalten ausgewählter metallischer Behälterwerkstoffe angefertigt. Nach allgemeinen korrosionschemischen Gesichtspunkten wurden zunächst 31 Werkstoffe aus der Gruppe der hochlegierten Stähle, der nickelreichen Legierungen und einiger anderer Nicht-eisenmetalle (Titan, Niob, Tantal, Zirkon), und ihrer Legierungen ausgewählt.

Zum Vergleich wurden auch einige niedrig legierten Stähle in die Auswahl mit aufgenommen. Anhand von Literaturdaten wurde die Korrosionsbeständigkeit jedes Werkstoffs ermittelt und einer Bewertung unterworfen. Da Angaben über das Korrosionsverhalten von Werkstoffen in Karnallitlauge oder gesättigter Stein-salzlösung kaum vorhanden sind, mußten aus Daten von folgenden relativ ge-bräuchlichen Medien Anhaltspunkte für das Verhalten unter Endlagerbedingungen gewonnen werden:

- Meerwasser
- NaCl-Lösungen
- $MgCl_2$ -Lösungen
- $FeCl_3$ -Lösungen
- HCl-Lösungen

$FeCl_3$ wurde, obwohl es im Endlager nicht zu erwarten ist, in die Betrachtung mit eingeschlossen, da dadurch Aussagen über die Beständigkeit bei oxidieren-den Bedingungen möglich werden. Die Ergebnisse dieser Bewertung sind in Tab. 4.8 zusammengestellt.

Von den 31 ursprünglichen Materialien wurden aufgrund dieser Bewertung 16 als nicht genügend korrosionsbeständig ausgeschieden. Die restlichen Werk-stoffe wurden dann unter Berücksichtigung von Preis, Festigkeit und Verarbeit-barkeit einer Gesamtbewertung unterzogen, die in Tab. 4.9 wiedergegeben ist. Die Bewertung erfolgte dabei anhand dreier verschiedener Wichtungen der ein-zelnen Beurteilungskriterien.

Bei überdurchschnittlicher Betonung der Korrosionsbeständigkeit scheinen fol-gende Werkstoffe für die Verwendung als Behältermaterial am besten geeignet:

- Titan-Palladium (0,2 %)
- Ticode 12
- Hastelloy-B 2
- Inconel 625
- Nitronic 50
- Hastelloy C4

Bei stärkerer Wichtung des Preises, der Festigkeit und Verarbeitbarkeit würden Inconel 625, Nitronic 50 und Hastelloy-B 2 als geeignete Werkstoffe angesehen.

Alle Aussagen gelten jedoch unter der Voraussetzung, daß das Verhalten in den aufgeführten Medien gewisse Rückschlüsse auf das Verhalten unter Endlagerbedingungen zuläßt und daß die Ergebnisse, die aus Versuchen über Monate und wenige Jahre stammen, auch auf längere Zeiten extrapolierbar sind. Zur Absicherung dieser Annahmen sind zweifellos noch umfangreiche experimentelle Arbeiten erforderlich.

4.3.2.3 Konditionierungsverfahren

Als Referenzkonzept wird das am wenigsten aufwendige Konditionierungsverfahren vorgeschlagen, nämlich die Verpackung kompletter Brennelemente. Eine Abtrennung der Spaltgase, eine Zerlegung der Brennelemente oder ein Kürzen der Brennstäbe mit dem Ziel, Produkte herzustellen, die im Endlager besser handhabbar sind, wurde im Rahmen der Studie nicht näher untersucht, da diese Verfahren nach vorläufigen Überlegungen keine wesentlichen Vorteile erkennen lassen.

Die Spaltgase lassen sich im Brennelementbehälter sicher einschließen. Leckraten von weniger als 10^{-6} Torr \cdot l \cdot s $^{-1}$ können ohne großen Aufwand erreicht werden bzw. unterschritten werden. Bei diesen Leckraten bleibt die Konzentration an Radionukliden in den Strecken des Endlagerbergwerkes unterhalb der zulässigen Werte, selbst wenn in allen Behältern, die bei einer Einlagerungskapazität von 700 jato über 50 Jahre in das Endlagerbergwerk verbracht worden sind, 10 % aller Brennstäbe defekt sind. Einzige Voraussetzung dafür ist, daß der Zwischenraum zwischen den Brennstäben im Behälter nicht vollständig verfüllt wird, sondern ein Leervolumen von etwa 6 % verbleibt. Bei 20 % Brennstabdefekten müßte das Leervolumen bei etwa 12 % liegen. Wenn der Behälter überhaupt kein Füllmaterial aufweist, könnten noch höhere Defektraten der Brennstäbe zugelassen werden.

Im Falle der Abtrennung der Spaltgase würden in einer Konditionierungsanlage mit einer Kapazität von 700 jato folgende Mengen an radioaktiven Gasen und flüchtigen Nukliden anfallen:

- $2,1 \times 10^2$ bis $2,1 \times 10^4$ Ci H-3
- $1,0 \times 10^5$ bis $1,8 \times 10^6$ Ci Kr-85
- $1,4 \times 10^{-3}$ bis 9,8 Ci J-129

Zur Rückhaltung, Weiterverarbeitung und Lagerung dieser Gasmengen sind umfangreiche Verfahrensschritte sowie eine anschließende Lagerung der Gase über längere Zeiträume (ca. 100 a) erforderlich.

Durch ein Verkürzen der Brennelementbehälter könnten zwar der Aufwand und die Kosten beim Einrichten und beim Betrieb des Endlagerbergwerkes reduziert werden. Der Transport, das Anheben, Senken und Kippen extrem schwerer und langer Lasten bis zu 100 t bereitet bei Hantierungsschritten über Tage keine unlösbaren Probleme und ist Stand der Technik. Wahrscheinlich dürfte es auch möglich sein, etwa 5 m lange und bis zu 11 t schwere Behälter unter Tage sicher zu handhaben, wobei noch berücksichtigt werden muß, daß für den Transport der Brennelementbehälter zusätzlich Abschirmbehälter mit einem Gewicht von ca. 30 t erforderlich sind. Da das Gewicht der Abschirmbehälter bei reduzierter Brennelementbehälterlänge nicht wesentlich verringert werden kann, wäre zu untersuchen, ob unter diesem Aspekt überhaupt ein echter Anreiz besteht, kürzere Endlagerprodukte herzustellen, zumal damit bei der Konditionierung mindestens der gleiche Aufwand verbunden wäre wie bei der Abtrennung der Spaltgase.

Die Konditionierungsanlage ist für eine Jahreskapazität von 700 t Uran, entsprechend 1.300 Brennelementen, konzipiert. Bei einer Betriebszeit von 250 Tagen pro Jahr müßten im Schnitt etwa fünf Brennelemente pro Tag konditioniert werden. Zum Zeitpunkt ihrer Konditionierung, 7 Jahre nach Reaktorentladung, beträgt die Wärmeleistung pro Brennelement ca. 900 W, die Oberflächendosisleistung liegt bei etwa 2×10^4 rad/h.

Die Einrichtungen der Konditionierungsanlage bestehen im wesentlichen aus:

- Übernahmehalle
- Entladestation
- Dekontaminationszelle für Brennelementtransportbehälter
- Übernahmehalle
- Brennelementzwischenlager
- Einrichtungen zur Verpackung der Brennelemente in Brennelementbehälter
- Brennelementbehälterlager
- Zerlegestation
- Wischteststation

- Dekontaminationszelle für Brennelementbehälter
- Zwischenlager für konditionierte Brennelemente
- Übergabezelle
- Anlagen zur Unterdruckhaltung
- sonstige Anlagen

Das vorgeschlagene Verfahren zur Verpackung kompletter Brennelemente ist verfahrenstechnisch einfach. Alle dazu benötigten technischen Einrichtungen sind weitgehend entwickelt bzw. bereits Stand der Technik. Die Brennelemente werden trocken angeliefert und bis zur Konditionierung in einem durch Naturzug gekühlten Brennelementzwischenlager aufbewahrt. Zur Konditionierung werden sie in einen Brennelementbehälter eingesetzt, der mit einem Deckel verschlossen wird.

Vor dem Aufsetzen des Deckels kann der Behälter - falls erforderlich - in einer Gießstation mit Blei vergossen werden. Pro Behälter würden ca. 3600 kg Blei benötigt. Eine Haltevorrichtung im Behälter verhindert, daß das Brennelement aus der Schmelze aufschwimmt. Das Eingießen in den zuvor aufgeheizten Behälter erfolgt bei einer Temperatur von ca. 340 °C.

Die einzelnen Verfahrensschritte zur Verpackung eines abgebrannten Brennelementes in einen einschaligen Behälter ohne Verfüllung mit Blei sind in Abb. 4.10 wiedergegeben.

Beim Verschweißen des Deckels muß darauf geachtet werden, daß die Schweißverbindung mindestens über die für die Korrosion erforderliche Schicht in guter Qualität ausgeführt wird. Das dafür geeignete Metall-Inertgas-Schweißverfahren ist fernbedient durchführbar. Die Elektrode aus Schweißzusatzwerkstoffen wird dabei automatisch nachgeführt. Das Behältermaterial Inconel 625 ist gut schweißbar. Eine besondere Wärmebehandlung der Schweißzonen ist nicht erforderlich.

Das Verschließen eines zweischaligen Behälters in der Heißen Zelle ist aufwendiger als bei einem einschaligen Behälter. Durch die vorgesehene Deckelkonstruktion mit dem in den Grundkörper einschraubbaren Hebebolzen aus korrosionsbeständigem Material werden die fernbedient durchzuführenden Verfahrensschritte auf ein Minimum reduziert. Trotzdem müssen drei Schweißnähte fernbedient ausgeführt werden.

Die Schweißnaht zur Verbindung des Deckels des Grundkörpers mit dem Behälterzylinder wird lediglich einige Millimeter stark als Dichtschweißnaht ausgeführt. Zur Herstellung dieser Schweißnaht bietet sich das Wolfram-Inertgas-Schweißverfahren an, da kein Schweißzusatzwerkstoff benötigt wird. Dieses Verfahren läßt sich relativ einfach fernbedient durchführen. Für den vorgesehenen Werkstoff WSTE 43 ist ein Vorwärmen der Schweißzone auf 150 - 200 °C erforderlich.

Der Langzeitkorrosionsschutz z.B. aus Titan oder einer Titanlegierung könnte zuvor als Blech auf den Grundkörper aufgearbeitet werden. Das Blech müßte einige Millimeter dick sein. Das Verschweißen muß unter Schutzgasatmosphäre erfolgen. Durch die konstruktive Gestaltung des Deckels kann die Verschweißung ohne Schweißzusatzwerkstoff nach dem Wolfram-Inertgas-Verfahren durchgeführt werden.

Da nach den vorliegenden Korrosionsdaten bereits eine Schicht von wenigen Millimetern Dicke ausreicht, wäre zu überprüfen, ob derartige Schichten im Plasmaspritzverfahren aufgebracht werden können. Die Schicht könnte in einem Arbeitsgang aufgespritzt werden und die Korrosionsschutzschicht hätte keine Schweißnähte. Das Spritzverfahren ist technisch erprobt und auch auf große Behälter anwendbar.

Mittels Lecktest und Ultraschallprüfung werden die Dichtheit des Behälters und die Qualität der Schweißnähte geprüft. In einem weiteren Zwischenlager, ebenfalls durch Naturzug gekühlt, verbleiben die konditionierten Brennelemente bis zum Abtransport in das Endlager.

Alle Bauwerke werden entsprechend den Richtlinien für kerntechnische Einrichtung soweit erforderlich gegen Einwirkungen von innen und Einwirkungen von außen ausgelegt.

4.3.2.4 Zeitrahmen für eine technische Realisierung

Der Schwerpunkt der erforderlichen Forschungsarbeiten liegt auf dem Gebiet der Werkstofftechnologie. Hier sind eine Reihe von Langzeitversuchen - Dauer drei bis fünf Jahre - unumgänglich. In einem Zeitraum von sechs Jahren sollte

es gelingen, die Fragen des Langzeitkorrosionsverhaltens und des Kriechverhaltens der ausgewählten Werkstoffe zu beantworten. Dann kann eine endgültige Materialauswahl erfolgen und die Frage der Notwendigkeit einer Bleiverfüllung beantwortet werden.

Die Entwicklung der Verfahren und Anlagen zur Herstellung der Produkte läßt sich mit einem relativ geringen Aufwand durchführen. Unlösbare Probleme bei der Entwicklung der Anlage sind aus heutiger Sicht nicht zu erkennen.

In einem Zeitraum von 10 Jahren können bei Bereitstellung ausreichender Personal- und Finanzmittel

- die Materialuntersuchungen,
- die Produktentwicklung,
- die Verfahrensentwicklung,
- die Transportbehälterentwicklung,
- die Planung und Errichtung einer Demonstrationsanlage,
- die Demonstration des Konditionierungsverfahrens,

durchgeführt werden. Der geschätzte Zeitaufwand für die einzelnen Entwicklungsarbeiten ist in Tab. 4.10 dargestellt, wobei berücksichtigt werden muß, daß ein großer Teil der Arbeiten parallel durchgeführt werden kann. Ein großtechnischer Einsatz der Konditionierung abgebrannter Brennelemente scheint ab Mitte bis Ende der neunziger Jahre realisierbar.

4.4 Vergleich der beiden Verarbeitungsverfahren

4.4.1 Unterschiede in den Produkten

Im folgenden sollen die nach dem Referenzverfahren hergestellten Produkte miteinander verglichen werden, ohne daß bereits auf das Verhalten im Endlager an dieser Stelle eingegangen wird. Der Vergleich wird sich dabei vorwiegend auf die hochaktiven Produkte "Glasblock" und "konditioniertes Brennelement" beschränken.

Das konditionierte Brennelement unterscheidet sich vom HAW-Glasblock in folgenden Punkten:

- keine Flexibilität bezüglich Zusammensetzung und Geometrie
- höherer Anteil an Aktiniden
- höherer "Rohstoffwert"
- gasförmige Spaltprodukte
- potentielle Gefahr der Aufoxidation des Brennstoffs
- größere spezifische Oberfläche
- geringere Oberflächenwärmeleistung.

Wie bereits erwähnt wurde, läßt das Verpacken ganzer Brennelemente keine Möglichkeit offen, einheitliche Endlagerprodukte herzustellen. Je nach Abbrand der Brennelemente, Position im Reaktor, Geometrie der Brennelemente, Brennstoffgewicht etc. können zwischen einzelnen konditionierten Brennelementen größere Unterschiede in der Wärmeentwicklung, Geometrie etc. auftreten, die nicht beeinflußt werden können. Schwerwiegende Konsequenzen dürften sich jedoch daraus für die Endlagerung nicht ergeben.

In konditionierten Brennelementen befindet sich etwa die fünfzig- bis hundertfache Menge an Uran und Plutonium im Vergleich zu den Wiederaufarbeitungsabfällen. Neben den Konsequenzen, die sich daraus für die Endlagerung der Brennelemente bezüglich höherer integrierter Wärmeleistung, Langzeitgefährdung, Kritikalitätsüberlegungen und Überwachung im Sinne des Atomwaffensperrvertrages ergeben, sind jedoch auch für den Zeitraum zwischen Konditionierung und Endlagerung gewisse sicherheitstechnische Unterschiede zwischen den beiden Produkten vorhanden, z.B. was den Transport zum und in das Endlager betrifft. Bei einer Gesamtanalyse zur Sicherheit und zum Risiko der Transporte müßten jedoch auch die übrigen Wiederaufarbeitungsabfälle und die MOX-Brennelemente mit einbezogen werden.

Abgebrannte Brennelemente stellen einmal aufgrund des nicht abgetrennten Urans und Plutoniums einen Energierohstoffwert dar, zum anderen kann die Verpackung, vor allem wenn dafür wertvolle und seltene Materialien verwendet werden, eines Tages einen gewissen Rohstoffwert erlangen. Daraus ist der Schluß zu ziehen, daß für die Verpackung von radioaktiven Abfällen und speziell von abgebrannten Brennelementen nach Möglichkeit Werkstoffe verwendet

werden sollten, deren Legierungsbestandteile auch langfristig in ausreichender Menge vorhanden sind.

Ein Teil der in den Stäben vorhandenen Spaltgase kann im Prinzip während der Konditionierung oder später im Endlager freigesetzt werden. Experimentelle Untersuchungen zeigen jedoch, daß der größte Teil der gebildeten Spaltgase oder leicht flüchtigen Spaltprodukte unter den bei der Zwischenlagerung, Konditionierung oder Endlagerung herrschenden Bedingungen fest im Brennstoff gebunden ist. Neue KfK-KWU-Ergebnisse erbrachten für die einzelnen Nuklide folgende Freisetzungsfaktoren, wobei als Freisetzungsfaktor das Verhältnis der im Spaltgasplenum befindlichen Nuklidmenge zur gesamten während des Reaktorbetriebs gebildeten Nuklidmenge verstanden wird:

H-3	$3 \times 10^{-4} \%$
Kr-85	6 %
C-14	$6 \times 10^{-4} \%$
J-129	$< 1 \times 10^{-2} \%$

Bei Störfallbetrachtungen wird i.a. mit höheren Freisetzungsfaktoren gerechnet (z.B. 5 % H-3, 40 % Kr-85, 40 % J-129), die extrem konservativ sein dürften und experimentell nicht abgesichert sind. In Tab. 4.11 sind die spezifischen Aktivitäten der einzelnen Radionuklide im Spaltgasplenum und im ganzen Brennelement gegenübergestellt.

Man erkennt, daß nur ein geringer Bruchteil der Gesamtaktivität im Spaltgasplenum vorhanden ist und dementsprechend bei Brennstabdefekten freigesetzt werden kann. Diese geringen Werte stellen für die Konditionierung und Endlagerung kein ernstes Problem dar, zumal Brennstabdefekte größeren Ausmaßes sehr unwahrscheinlich sind.

Unter normalen Betriebsverhältnissen ist der Brennstoff ein sehr stabiles Produkt. Bei höheren Temperaturen und Zutritt von Sauerstoff findet jedoch eine Aufoxidation des UO_2 statt, was mit einer Volumenzunahme und im Extremfall mit einer Pulverisierung des Brennstoffs (Voloxidation) verbunden ist. Dieser Prozeß setzt bei Temperaturen oberhalb 200 °C ein, läuft jedoch bei dieser Temperatur noch sehr langsam ab. Bei Temperaturen um oder oberhalb 500 °C ist dieser Prozeß bereits nach wenigen Stunden abgeschlossen, vorausgesetzt, daß ausreichend Luftsauerstoff an den Brennstoff gelangen kann. Mit

der Pulverisierung ist eine fast 100 %ige Freisetzung des H-3 sowie eine etwa 50 %ige Freisetzung des Kr-85 und J-129 aus dem Brennstoff verbunden. Bei Störfallbetrachtungen ist daher jeweils zu überprüfen, ob ein solcher Prozeß ablaufen kann. Verglaste Abfälle sind unter diesen Bedingungen stabilere Produkte.

Für den Angriff korrosiver Medien spielt die Oberfläche der Produkte eine wesentliche Rolle. Betrachtet man die einzelnen Brennstoffsäulen im Falle der konditionierten Brennelemente bzw. den HAW-Glaszylinder im Falle der Wiederaufarbeitungsabfälle, so liegt die spezifische Oberflächen, d.h. die auf eine bestimmte Menge Ausgangsbrennstoff bezogene Oberfläche / $\text{m}^2/\text{t SM}$ /, bei den konditionierten Brennelementen im Ausgangszustand etwa um den Faktor 30 höher als beim Glaszylinder. Bei diesem Wert wurde noch keine Ribbildung berücksichtigt, die im Falle des abgebrannten Brennstoffs sehr stark ausgeprägt ist und diesen Wert noch weiter erhöht.

Die über die Behälteroberfläche abzuführende Wärmemenge / W/cm^2 / liegt bei den konditionierten Brennelementen zu Beginn der Endlagerung etwa um den Faktor 7 niedriger als beim Glaszylinder. Das hat zur Folge, daß bei den konditionierten Brennelementen bezüglich der Wärmeabfuhr günstigere Verhältnisse vorliegen.

4.4.2 Vergleich der Prozesse und der Abfallmengen

Das vorgeschlagene Konzept zur Konditionierung abgebrannter Brennelemente ist ein einfaches Verfahren, das mit wenigen Verfahrensschritten ein endlagerfähiges Produkt liefern kann.

Im Gegensatz zum Wiederaufarbeitungsprozeß wird bei dem vorgeschlagenen Konditionierungsverfahren der Brennstoff nicht aufgelöst, demzufolge sind bei der Konditionierung der Brennelemente geringere Maßnahmen zur Rückhaltung von Spaltgasen und leicht flüchtigen Spaltprodukten im Prozeß erforderlich. Brennare Flüssigkeiten werden beim Konditionierungsverfahren nicht verwendet.

Mit Ausnahme der HAW-Verglasung und der Abgasreinigung laufen beide Prozesse bei relativ niedrigen Temperaturen und Normaldruck ab. Das Aufheizen der Brennelemente auf 340 °C beim Verfüllen mit Blei wird als nicht problematisch angesehen. Die bisher vorliegenden Erfahrungen in der Bundesrepublik Deutschland mit Trockentransporten zeigen, daß Brennstäbe bei Temperaturen um 400 °C und Transportzeiten von mehreren Tagen bis Wochen nicht defekt werden.

Die fernbediente Handhabung der konditionierten Brennelemente dürfte trotz der Größe und des Gewichts der Gebinde keine ernsthaften sicherheitstechnischen Probleme aufwerfen. Entsprechende Techniken müssen in der Bundesrepublik Deutschland unabhängig vom gewählten Entsorgungskonzept entwickelt und erprobt werden, sobald die Absicht besteht, Einkreis- oder Zweikreis-Trockenlager für die Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente einzuführen.

Bei der Konditionierung abgebrannter Brennelemente kann Sekundärwaste bei Dekontaminationsarbeiten, beim Handhaben der Brennelemente (Crud), bei Wischtests und durch Kontamination von Filtereinsätzen auftreten. Abschätzungen für eine 700-jato-Anlage zeigen, daß unter sehr konservativen Annahmen (alle Transportbehälter werden dekontaminiert) pro Jahr etwa 360 m³ Rohabfälle anfallen, die durch geeignete Verfahren zu etwa 80 m³ Endabfall verarbeitet werden können. Tab. 4.12 faßt alle Abfallarten, die bei den beiden Entsorgungskonzepten zu erwarten sind, in einer vergleichenden Darstellung zusammen.

Vom Abfallvolumen her betrachtet bestehen zwischen den beiden Entsorgungsalternativen gewisse Unterschiede, jedoch müssen dabei auch die Abfallarten betrachtet werden. Dem etwa neunfach größeren Volumen der konditionierten Brennelemente gegenüber den hochaktiven Wiederaufarbeitungsabfällen steht dafür eine bedeutend geringere Menge an schwach- bzw. mittelaktiven Abfällen gegenüber. Ob sich bei den beiden Entsorgungsalternativen aufgrund der unterschiedlichen Abfallvolumina Konsequenzen bezüglich des Risikos der Transporte ergeben, müßte untersucht werden, vor allem dann, wenn Entsorgungsanlage und Endlager an verschiedenen Standorten errichtet werden.

Ein Vergleich der Abfallmengen der beiden Entsorgungskonzepte darf jedoch nicht vollkommen losgelöst betrachtet werden von den Abfallmengen, die in

den übrigen Stationen des Brennstoffkreislauf anfallen. In Tab. 4.13 sind entsprechende Daten aus dem Bericht der INFCE-Arbeitsgruppe 7 / 4.8 / für die beiden Entsorgungsalternativen zusammengestellt. Man erkennt sehr deutlich, daß die Reaktorabfälle ein Vielfaches der schwach- und mittelaktiven Wiederaufarbeitungsabfälle ausmachen und daß der Verzicht auf Wiederaufarbeitung und Rezyklierung aufgrund der zusätzlichen Uranförderung und -verarbeitung bedeutend größere Abfallmengen im Bereich der Urangewinnung, Konversion und Anreicherung zur Folge hat. Die daraus resultierenden radiologischen Auswirkungen machen einen wesentlichen Teil der radiologischen Gesamtbelastung durch den Brennstoffkreislauf aus. Ergänzend sei vermerkt, daß bei den INFCE-Angaben auch der Abfall aus der Beseitigung der Anlagen enthalten ist.

4.4.3 Emissionen im Normalbetrieb

Wie bereits in Kap. 4.4.1 erwähnt wurde, ist das Emissionspotential der gasförmigen und leicht flüchtigen Radionuklide bei der Konditionierung abgebrannter Brennelemente bedeutend geringer als bei der Wiederaufarbeitung. Für die folgenden Abschätzungen werden auch für den Normalbetrieb die konservativen Freisetzungsfaktoren nach Kap. 4.4.1 verwendet.

Gasförmige und leicht flüchtige Nuklide können während der Konditionierung auf zwei Arten in die Zellenabluft und die Umgebung gelangen:

- vollständige Freisetzung aller im Spaltgasplenum befindlichen gasförmigen oder leicht flüchtigen Spaltprodukte aufgrund eines Hüllrohrschadens,
- allmähliche Freisetzung aus intakten Hüllrohren aufgrund ganz kleiner Lecks (Leckrate 10^{-8} Torr \cdot l \cdot s $^{-1}$).

Im ersten Fall wird mit der gleichen Anzahl von Hüllrohrschäden gerechnet, wie sie im Reaktorbetrieb auftreten, nämlich 0,1 % in drei Jahren. Das bedeutet, daß bei der Konditionierung pro Jahr 92 Brennstäbe defekt werden. Im zweiten Fall wird angenommen, daß sich ständig 25 Brennelemente in der Anlage befinden.

Die Ergebnisse dieser Abschätzung sind in Tab. 4.14 wiedergegeben. Unter der Annahme eines 50 m hohen Fortluftkamins und eines Langzeitausbreitungsfaktors von $4,5 \times 10^{-6} \text{ s} \cdot \text{m}^{-3}$ hat die Aktivitätsfreisetzung von 546 Ci Kr-85 am ungünstigsten Aufpunkt in 200 m Entfernung eine jährliche Hautdosis von 0,11 mrem zur Folge. Der zulässige Grenzwert nach der Strahlenschutzverordnung beträgt 180 mrem. Die Strahlenbelastung durch Inhalation und Ingestion ist um mehr als eine Größenordnung geringer und kann vernachlässigt werden. Selbst wenn man voraussetzt, daß 1 % der Brennelemente defekt angeliefert werden und die Spaltgase beim Entladen der Transportbehälter in die Zellenabluft freigesetzt würden, würde die jährliche Hautdosis am ungünstigsten Aufpunkt unter 4 mrem liegen.

Für die 700-jato-Wiederaufarbeitungsanlage sind detaillierte Angaben über die voraussichtlichen Emissionen noch nicht verfügbar. Nach Angaben der DWK/KEWA / 4.7 / liegt die rechnerisch ermittelte Ganzkörperbelastung in der Umgebung der Anlage am ungünstigsten Aufpunkt für Abwasser- und Abluftpfad jeweils unter 10 mrem pro Jahr. Der zulässige Grenzwert nach der Strahlenschutzverordnung beträgt hierbei 30 mrem.

In diesem Zusammenhang muß auf neue Messungen zur J-129-Immission in der Umgebung der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe hingewiesen werden / 4.9 /. Vom Kernforschungszentrum Karlsruhe wurde ein mehrjähriges radioökologisches Meßprogramm durchgeführt, um die von der Strahlenschutzkommission empfohlenen Rechenvorschriften und Rechenwerte für die Ausbreitung und Aufnahme von radioaktivem Jod zu überprüfen. Die Ergebnisse zeigten, daß die reale Organodosis nur 0,5 % der berechneten Dosis beträgt. Daraus folgt, daß die Jod-Emission von Wiederaufarbeitungsanlagen nach dem heutigen Kenntnisstand kein Umweltproblem darstellt.

4.4.4 Strahlenbelastung des Betriebspersonals

Quantitative Angaben zur Strahlenbelastung des Betriebspersonals lassen sich für die beiden Verarbeitungsverfahren zur Zeit noch nicht angeben, da dazu detaillierte Kenntnisse über die bauliche und verfahrenstechnische Auslegung, die Wartungsphilosophie, die Zuverlässigkeit von Komponenten etc. erforderlich sind. Aufbauend auf den bisherigen Betriebserfahrungen mit der WAK wird für die in Hessen geplante 350-jato-Anlage von der DWK/GWK ein Richtwert für die

Kollektivdosis-Belastung von etwa 40 Mann-rem/GWe . a abgeschätzt / 4.10 /. Aufgrund der einfacheren Technologie dürfte die Strahlenbelastung des Betriebspersonals bei der Konditionierung abgebrannter Brennelemente vermutlich niedriger liegen als bei der Wiederaufarbeitung, Refabrikation und Abfallbehandlung.

Erste vorläufige Ergebnisse aus amerikanischen Analysen / 4.12 / deuten im Falle der Wiederaufarbeitung und Refabrikation auf eine etwa 50 % höhere Kollektivdosis des Betriebspersonals gegenüber der Konditionierung von abgebrannten Brennelementen hin, wobei als Basis eine bestimmte erzeugte elektrische Energie gewählt wurde. Diese Zahl muß jedoch relativiert werden, da im Falle der direkten Endlagerung abgebrannter Brennelemente in anderen Stationen des Brennstoffkreislaufs (Urangewinnung, -verarbeitung) höhere Kollektivdosen beim Betriebspersonal zu verzeichnen sind, d.h. auch hier gilt die wichtige Aussage, daß ein Vergleich von Konditionierung der Brennelemente und Wiederaufarbeitung nur eine sehr begrenzte Aussagekraft hat, solange man nicht die jeweiligen Rückwirkungen auf andere Teile des Brennstoffkreislaufs berücksichtigt.

4.4.5 Störfälle und ihre Auswirkungen

Detaillierte Störfallanalysen können immer erst dann durchgeführt werden, wenn ausreichende Planungsunterlagen für die entsprechenden Anlagen zur Verfügung stehen. Für das integrierte Entsorgungskonzept werden derartige Analysen zur Zeit im Rahmen des Projektes "Sicherheitsstudien Entsorgung" (PSE) durchgeführt. Es wäre anzustreben, mit den gleichen Methoden und Verfahren auch die Sicherheit der Konditionierung und Endlagerung abgebrannter Brennelemente zu analysieren, sobald ausführlichere Planungsunterlagen erstellt sind.

Es bestehen keine Zweifel, daß Wiederaufarbeitungsanlagen, Refabrikationsanlagen und Abfallbehandlungsanlagen sicher und ohne ernsthafte Beeinträchtigung der Umwelt betrieben werden können. Entsprechende Nachweise sind im Rahmen des Genehmigungsverfahrens für eine Reihe sehr unwahrscheinlicher aber postulierter Störfälle vom Antragsteller zu führen. Vor allem muß nachgewiesen werden, daß in keinem Fall die zulässige Störfalldosis (z.B. 5 rem Ganzkörperdosis) überschritten wird.

Die in Kapitel 4.3.1 beschriebenen sicherheitstechnischen Verbesserungen an der neuen 700-jato-Anlage haben zur Folge, daß die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten einer Reihe von Störfällen noch weiter reduziert wird bzw. daß die Folgen einiger postulierter Störfälle geringere Auswirkungen zeigen. Ein auf dem Gorleben-Hearing diskutierter Störfall, die befürchtete Explosionsgefahr eines Lagerbehälters für hochaktive Spaltproduktlösungen infolge der Bildung von Knallgas durch Radiolyse, konnte inzwischen aufgrund von Meßergebnissen zur Radiolyse-Wasserstoffbildung als nicht relevant nachgewiesen werden / 4.10 /.

Um ein Gefühl für die Größenordnung von Störfallfolgen aus Konditionierungsanlagen für abgebrannte Brennelemente zu erhalten, wurde der aus heutiger Sicht größte anzunehmende Unfall mit den ungünstigsten Auswirkungen auf die Umgebung der Anlage analysiert, nämlich der Absturz eines Brennelementes in der Konditionierungsanlage. Konservativ wurde angenommen, daß dabei alle Brennstäbe defekt werden. Darüberhinaus wurde eine 10 %ige Ablösung der auf der Oberfläche haftenden Aktivierungsprodukte vorausgesetzt. Die Freisetzungen von Radionukliden aus der Anlage sind in der letzten Spalte der Tabelle 4.14 zusammengestellt.

Unter Verwendung eines Kurzzeitausbreitungsfaktors von $7,8 \times 10^{-5} \text{ s} \cdot \text{m}^{-3}$ beträgt in diesem Fall die Störfalldosis für die Haut am ungünstigsten Aufpunkt in 250 m Entfernung 4,7 mrem. Im Vergleich zu dem zulässigen Störfallgrenzwert von 30 rem ist dies vernachlässigbar gering. Die Dosisbelastung durch Inhalation und Ingestion kann demgegenüber vernachlässigt werden.

4.4.6 Kosten

Über einen Kostenvergleich der beiden Entsorgungskonzepte können noch keine Aussagen gemacht werden, da für halbwegs belastbare Kostenangaben detailliertere Planungsunterlagen erforderlich sind, als dies zur Zeit der Fall ist.

Erste Anhaltswerte können jedoch aus den Berichten der Arbeitsgruppen 4 und 7 von INFCE / 4.2, 4.8 / entnommen werden. Im Falle der Wiederaufarbeitung und Rezyklierung setzen sich die Kosten zusammen aus:

- Kosten für Wiederaufarbeitung
- Kosten für Abfallbehandlung
- Mehrkosten für MOX-Fabrikation
- Gutschrift für Einsparungen an Natururan und Trennarbeit.

In den INFCE-Berichten werden die Wiederaufarbeitungskosten in einer 1500-jato-Anlage mit 302 - 763 DM/kg U angegeben, die Kosten für die Abfallbehandlung (1500-jato-Anlage, Endlagerung in Salz) und den Transport werden ohne die Kosten für die Endlagerung auf ca. 108 DM/kg U geschätzt. Setzt man nach Merz / 4.11 / beim thermischen Rezyklieren für die Einsparung an Natururan und Trennarbeit 710 DM/kg U und für die Mehrkosten der MOX-Fabrikation 170 DM/kg U an, dann würden sich bei einem Mittelwert der Wiederaufarbeitungskosten von 530 DM/kg U die Verarbeitungskosten bis zur Herstellung endlagerfähiger Produkte auf ca. 98 DM/kg U belaufen. Im Falle der Konditionierung abgebrannter Brennelemente würden bis zur Herstellung endlagerfähiger Produkte Kosten von ca. 65 DM/kg U anfallen (INFCE 7).

Der Kostenvorteil der konditionierten Brennelemente wird jedoch durch die Endlagerung wieder kompensiert, da in INFCE bei einer Endlagerung in Salz etwa 50 % höhere Endlagerkosten für die abgebrannten Brennelemente angesetzt werden als für die Wiederaufarbeitungsabfälle. Insgesamt kommt in INFCE bei der Analyse der Kosten heraus, daß keine der beiden Entsorgungsalternativen eindeutige Kostenvorteile bietet. Diese Aussage müßte in den nächsten Jahren unter den speziellen Randbedingungen der Bundesrepublik Deutschland überprüft werden.

4.5 Erforderliche Forschungs- und Entwicklungsarbeiten

Um bis Mitte der achtziger Jahre eine abschließende Beurteilung der sicherheitstechnischen Aspekte der beiden Entsorgungsalternativen vornehmen zu können, müssen für den Bereich der Konditionierung abgebrannter Brennelemente unter anderem folgende F+E-Arbeiten durchgeführt werden:

1. Brennstoff
 - Freisetzung von Spaltgasen und leicht flüchtigen Spaltprodukten aus dem Brennstoff bei Störfällen (Zerstörung der Brennstofftabletten).
 - Aerosolbildung bei starken mechanischen Einwirkungen.
2. Behältermaterial
 - Korrosionsuntersuchungen an einigen der in Tab. 4.9 genannten Werkstoffe unter endlager-relevanten Bedingungen (Untersuchungen an Inconel 625 und Hastelloy C4 laufen bereits im Auftrag des KfK bei der BAM).
 - einige orientierende Kriechuntersuchungen an den ausgewählten Werkstoffen zum Nachweis, daß Kriechverformungen im Temperaturbereich von 100 bis 200 °C ausgeschlossen werden können.
 - Messung der integralen Permeationsraten von Kr, J, H-3 für einige ausgewählte Werkstoffe zum Nachweis der Rückhaltewirkung des Behälters für diese Nuklide.
3. Verfüllmaterial
 - Klärung, ob neben Pb andere Verfüllmaterialien (z.B. Sand) verwendet werden können, falls auf eine Verfüllung nicht verzichtet werden kann.
4. Behälter
 - "Optimierung" des Brennelementbehälters aufgrund der Ergebnisse bzw. Zwischenergebnisse von 2. und 3.
5. Konditionierungsanlage
 - Vorprojekt für eine Konditionierungsanlage

6. Analysen
- Störfall- und Risikoanalyse für eine Konditionierungsanlage
 - Störfall- und Risikoanalyse für Transporte
 - Analyse zur Strahlenbelastung des Betriebspersonals.

Die vorgeschlagenen F+E-Arbeiten lassen sich im vorgegebenen Zeitrahmen durchführen. Bei den Korrosionsuntersuchungen ist bis 1985 jedoch nur mit Zwischenergebnissen zu rechnen, so daß eine endgültige Materialauswahl wahrscheinlich erst später vorgenommen werden kann.

Literatur zu Kapitel 4

- / 4.1 / "Rede-Gegenrede", Symposium der Niedersächsischen Landesregierung zur grundsätzlichen sicherheitstechnischen Realisierbarkeit eines integrierten nuklearen Entsorgungszentrums. Deutsches Atomforum e.V. (1979)
- / 4.2 / International Nuclear Fuel Cycle Evaluation: "Reprocessing, Plutonium Handling, Recycle". Report of INFCE Working Group 4. Published by the IAEA, Vienna (1980)
- / 4.3 / T.E. Rummery, D.R. McLean: "The Canadian Nuclear Fuel Waste Management Program". Paper presented to the Atomic Industrial Forum Workshop on "The Management of Spent Fuel and Radioactive Wastes", Washington D.C. (September 1979), S. 9
- / 4.4 / "Report to the President by the Interagency Review Group on Nuclear Waste Management". TID-29442, Washington (March 1979), S. 11

- / 4.5 / Ibid, S. 37/38
- / 4.6 / "The Disposal of Spent Nuclear Fuel". Topical Report. ONWI-59 (December 1979), S. 20
- / 4.7 / "Sicherheitstechnische Überlegungen zur Planung einer Wiederaufarbeitungsanlage" KEWA Kernbrennstoff-Wiederaufarbeitungs-Gesellschaft m.b.H. (Februar 1980)
- / 4.8 / International Nuclear Fuel Cycle Evaluation: "Waste Management and Disposal". Report of INFCE Working Group 7. Published by the IAEA, Vienna (1980)
- / 4.9 / H. Schüttelkopf: "Untersuchungen zur Radioökologie des Jod-129". Projekt Nukleare Sicherheit, Halbjahresbericht 1978/2, KFK 2750 (Okt. 1979), S. 4800/1-4800/12
- / 4.10 / W. Schüller: "Der sicherheitstechnische Stand der Entsorgung". Vortrag Jahrestagung Kerntechnik, Berlin (25.-27.März 1979)
- / 4.11 / E. Merz: "Keine Entsorgung ohne Wiederaufarbeitung". Atomwirtschaft, Atomtechnik Vol. 24 Nr. 10 (Oktober 1979), S. 481
- / 4.12 / P.J. Pelto, J.W. Voss: "Comparative Techniques for Nuclear Fuel Cycle Waste Management Systems". PNL-3153 (Sept. 1979), S. 5-34
- / 4.13 / "Handling of Spent Nuclear Fuel and Final Storage of Vitrified High Level Reprocessing Waste" und "Handling and Final Storage of Unreprocessed Spent Nuclear Fuel". Kärn-Bränsle-Säkerhet. Stockholm, Schweden (1978)



Verfahren	Wesentliche Verfahrensschritte	Vorteile	Nachteile	Land
Verpacken ganzer Brennelemente	Einführen in Behälter (Vergießen) Verschweißen	Relativ einfaches Verfahren	Große und schwere Behälter (LWR) Keine einheitlichen Produkte Spaltgase in Brennstäben	USA Kanada
Verpacken einzelner Brennstäbe	Ziehen der Stäbe Einführen der Stäbe in Behälter, (Vergießen) Verschweißen	Höhere Packungsdichte Möglichkeit zur Vereinheitlichung der Produkte	Große und schwere Behälter Spaltgase in Brennstäben Gefahr von Brennstabdefekten beim Ziehen der Stäbe	Schweden
Herstellung von Produkten mit kleinerem Emissionspotential	Ziehen der Stäbe Aufheizen der Stäbe Abziehen der Spaltgase Einführen der Stäbe in Behälter (Vergießen) Verschweißen	Höhere Packungsdichte Möglichkeit zur Vereinheitlichung der Produkte Spaltgase teilweise aus Brennstäben entfernt	Große und schwere Behälter Aufwendige Abgasreinigungsanlage Erhöhung des Emissionspotentials der Anlage Zwischenlagerung (ca. 100 a) von hochkonzentrierten Spaltgasen	-
Herstellung von Produkten mit besserer Handhabbarkeit	Ziehen der Stäbe (a) Zerkleinern bzw. (b) Aufrollen der Stäbe Einführen in Behälter (Vergießen) Verschweißen	Kleine und leichtere Behälter Möglichkeiten zur Vereinheitlichung der Produkte Spaltgase teilweise aus Brennstäben entfernt (a)	(a) Aufwendige Abgasreinigungsanlage Erhöhung des Emissionspotentials der Anlage Zwischenlagerung (ca. 100 a) von hochkonzentrierten Spaltgasen Auftreten von Brennstoffpartikeln und Aerosolen	(a) - (b) Schweden
Herstellung von Glas- oder Keramikprodukten	Ziehen der Stäbe Zerkleinern der Stäbe Auflösen bzw. Pulverisieren des Brennstoffes Einschmelzen der Rückstände	Rückgriff auf erprobte Technologien Flexibilität der Produkte	Prozeß unterscheidet sich kaum von Wiederaufarbeitungsprozeß	-

4 - 47

Tab. 4.1 Überblick über mögliche Konditionierungsverfahren für abgebrannte Brennelemente

Land	Großbritannien	Frankreich	Japan	U.S.A.	Deutschland
Betreiber	BNFL	Cogema	PNC	EXXON	DWK
Verfahren	Chop / Leach PUREX	dto	dto	dto	dto
Durchsatz tato	5	3	2 X 3	8	2
Jahresdurchsatz to U/a	1200	800	1000 - 1500	2100	350
BE-Lager-Kapazität to U	2000	2000	2000	7000	200
Kühlzeit a	3	1 (Minimum)	1 (Minimum)	150 Tage (Minimum)	7
Extraktortyp	1. Zykl. u. Pu-Zykl. mit Pulskolonnen U-Zyklen mit Mixer-Settlern	Pulskolonnen und Mixer- Settler	Pulskolonnen	Pulskolonnen	wie unter Großbritannien

Tab. 4.2 Geplante Wiederaufarbeitungsanlagen

Name	HOVA	PAMELA	AVH	SRP-HLW
Standort	Karlsruhe (D)	Mol (B)	Cap de la Hague (F)	Savannah River (USA)
Betreiber	GWK	EUROCHEMIC	COGEMA	DUPONT
geplante Inbetriebnahme	~ 1987	~ 1986	~ 1985	~ 1989
Kapazität				
Feed	ca. 36 l/h	ca. 30 l/h	2 x 50 l/h	300 l/h
Schmelzleistung	ca. 15 kg Glas/h	ca. 18 kg Glas/h	2 x 25 kg Glas/h	100 kg Glas/h
Glasvolumen/ Container	135 l Glas	53 l Glas	225 l Glas	1)
Verfahrensschritte	- Denitrierung - Drehrohr-Kalzinator - Induktiv beheizter Metalltiegel	- Flüssigeintrag in Keramikofen direkt beheizt	AVM-Verfahren s. HOVA	- Sprühkalzinierung - 1)
Endprodukt	Borosilikatglasblock	Borosilikatglasblock und Vitromet	Borosilikatglasblock	1)

1) Entscheidung über das Endprodukt und damit über die Verfahrenstechnik steht noch aus.

Tab. 4.3 Geplante Anlagen zur HAW-Verglasung

Jährliche Freisetzungen über die Abluft

Nuklid	E-MAD ^{a)} 2000 t _{SM} /a ^{b)}		300 t _{SM} /a ^{c)}	
	Edelstahlbehälter		Cu-Behälter	Al ₂ O ₃ -Behälter
H-3	-	1,24 Ci	0,12 Ci	0,9 Ci
Kr-85	-	780 Ci	186 Ci	280 Ci
J-129	-	1,3 mCi	0,02 mCi	0,07 mCi
Aerosole (Cs, α-Pu)	-	14,4 mCi	-	0,005 mCi

- a) Die Mengen sind sehr gering
 b) Schätzwerte (DOE-Studie)
 c) Schätzwerte (KBS-Report)

Störfallfreisetzungen über die Abluft

Nuklid	E-MAD ^{a)} 2000 t _{SM} /a ^{b)}		300 t _{SM} /a ^{c)}	
	Edelstahlbehälter		Cu-Behälter	Al ₂ O ₃ -Behälter
H-3	234 Ci	0,28 Ci	10 Ci	5 Ci
Kr-85	1170 Ci	180 Ci	1800 Ci	590 Ci
J-129	-	0,3 mCi	1,2 mCi	0,38 mCi
Aerosole (Cs, α-Pu)	-	-	0,04 mCi	0,03 mCi

- a) Brennelementabsturz im Trockenen
 b) Brennelementabsturz unter Wasser (DOE-Studie)
 c) Behälterabsturz im Trockenen (KBS-Report)

Tab. 4.4 Aktivitätsfreisetzungen aus existierenden bzw. geplanten
 Konditionierungsanlagen

Quelle: NUKEM

1) Jahresdurchsatz (obere Grenze)	700 t Uran
2) Abkühlzeit der abgebrannten Brennelemente vor Wiederaufarbeitung	5 - 7 Jahre
3) Grundstücksgröße	150 - 250 ha
4) Anlagenpersonal	etwa 1300 Mitarbeiter
5) Fremdversorgung	
- Anschlußwert für den Strom	ca. 40 MVA
- Bedarf an Frischwasser	ca. 450 000 m ³ /Jahr
6) Gereinigte Industrieabwässer und Sanitärabwässer	ca. 200 000 m ³ /Jahr
7) Ein- und ausgehende Produkte bzw. Abfälle, bezogen auf einen oberen Durchsatz von jährlich 700 t Uran	
- Eingangsmenge an Brennelementen, jährlich, bei einem Lieferverhältnis von 50 % DWR- und 50 % SWR-Brennelementen	ca. 2000 Brennelemente
- Endprodukte, jährliche Mengen	
Urandioxid	700 t Uran
Plutoniumdioxid	ca. 7 t Plutonium
Hochaktive Spaltprodukte	ca. 420 Glasblöcke á 150 l
- Betriebsabfälle, jährliche Mengen	
Schwachaktive feste Abfälle, zementiert	ca. 8000 Gebinde
Mittelaktive feste Abfälle, zementiert	ca. 11000 Gebinde
zusammen	ca. 2600 Waggon
Tritiumwasser zur Verpressung in geeignete Porenspeicher des tiefen Untergrundes (Tone oder Schluffe)	ca. 2600 m ³

Tab. 4.5 Technische Daten der 700-tato-Wiederaufarbeitungsanlage / 4.7 /

Daten	BE-Eingangsstation neues Konzept (Planung 1980)	BE-Lager, vorläufiger Sicherheitsbericht (Stand 1977)
Anzahl der Brennelementempfänge	2	1
Kapazität des BE-Lagers bzw. Bereitstellungsmenge	ca. 300 t Uran	3 000 t Uran
Durchsatz	max. 700 t Uran pro Jahr	1 400 t Uran pro Jahr
maximale Empfangskapazität	2 Transportbehälter pro Tag	4 Transportbehälter pro Tag
Mindestabklingzeit bei Anlieferung der Brennelemente	5 - 7 Jahre	180 Tage
Aktivitätsinventar des BE-Lagers bzw. der Bereitstellungsmenge	ca. 2×10^8 Ci	ca. 80×10^8 Ci
Abzuführende Zerfallswärme	ca. 1250 KW	ca. 50 000 KW

Tab. 4.6 Vergleich der neuen Eingangsstation der 700-MW-Anlage mit dem ehemals in Gorleben geplanten Brennelementlager / 4.7 /

Behältermaterial	Behälter- geometrie * a) Länge b) Außendurch- messer c) Deckelstärke	Korrosions- schuttschicht mm	Gewicht ohne BE		Preis **	
			ohne Blei kg	mit Blei kg	ohne Blei TDM	mit Blei TDM
Edelstahl X 5 CrNiMo 18 12	a) 5180 b) 560 c) 114	30	6400	10000	55	65
Inconel 625	a) 5100 b) 410 c) 73	12	2000	5600	34	44
Stahl WSTE 43 mit Titanauflage	a) 5080 b) 402 c) 63	2 - 4	1700	5300	16	26
Stahl WSTE 43 mit Zirkaloyauflage	a) 5080 b) 402 c) 63	2 - 4	1800	5400	23	33

* Siehe Abbildungen 4.8 und 4.9

** Nur Materialkosten

Tab. 4.7 Charakteristische Daten der Brennelementbehälter

Quelle: NUKEM

Schlüssel: 1:sehr gut, 2:gut, 3:mittel, 4:schlecht

x nach der Gesamtnote bedeutet: Wert unsicher, da Daten unvollständig

Nr.	Material	Beständigkeit in				Gesamt- note	übernommen in Tab. 4,9
		NaCl, MgCl ₂ , Carnallit ²	Meer- wasser	HCl, FeCl ₃	gegen SPRK, LF		
1.1	1.5415	-	4	4	3	3,7 x	
1.2	1.0566	-	4	4	3	3,7 x	
1.3	1018	4	4	4	3	3,7	
1.4	CortenA	4	4	4	3	3,7	
2.2	1.4462	-	3	-	3	3,0 x	
2.4	1.4306	3	3	4	4	3,5	
2.5	1.4404	3	3	4	4	3,5	
2.6	1.4439	3	2	4	2	2,8	
2.8	Nitronic50	2	1	-	2	1,7 x	ja
2.9	Ebrite26-1	3	2	4	2	2,8	
2.11	Haynes 20 Mod	-	2	3	2	2,3 x	
3.1	1.4558	3	3	4	2	3,0	
3.2	2.4858	2	1	3	2	2,0	ja
3.3	Hastelloy B-2	2	-	1	1	1,3 x	ja
3.4	Hastelloy C/C4	2	1	2	1	1,5	ja
3.6	Hastelloy C-276	2	2	2	1	1,8	ja
3.8	Inconel 625	1	1	2	1	1,3	ja
3.9	Carpenter20Cb-3	2	1	3	3	2,3	
3.10	Inconel 600	2	2	3	1	2,0	ja
3.11	Haynes 625	-	-	3	1	2,0 x	ja
3.12	Monel400/k-500	3	3	3	1	2,5	
3.13	Nickel 200	3	3	3	1	2,5	
4.1	Titan	2	2	4	(H ₂ -Verspr.)	3,0	
4.2	Ti-Pd	1	1	1	-	1,0 x	ja
4.3	Ticode-12	1	1	-	1	1,0 x	ja
4.5	Tantal/-10W	1	1	1	(H ₂ -Verspr.)	1,7	ja
4.7	Niob/KBI3	1	1	1	(H ₂ -Verspr.)	1,7	ja
4.9	Be-Cu-Ni	3	2	4	1	2,5	
4.10	Si-Guß	2	-	2	-	2,0 x	ja
4.11	Amorphe Metalle	-	-	2	1	1,5 x	ja
4.12	Zirkonium	2	-	1	2	1,7 x	ja

Tab. 4.8 Bewertung der Korrosionsbeständigkeit der ausgewählten Werkstoffe
Quelle: Battelle

Nr.	Material	Korrosions- beständigkeit	Preis	Festigkeit (Streckgrenze)		Verarbeit- barkeit	Gesamtbewertung**		
				25°C	200°C		Gewicht A	Gewicht B	Gewicht C
2.8	Nitronic 50	1,7	2	1	--	1	1,6	1,6	1,55
3.2	2.4858	2,0	2	3	3	1	2,0	2,0	2,0
3.3	Hastelloy B-2	1,3	3	1	1	1	1,4	1,6	1,55
3.4	Hastelloy C4	1,5	3	1	2	1	1,6	1,75	1,7
3.6	HastelloyC-276	1,8	3	1	--	1	1,8	1,9	1,8
3.8	Inconel 625	1,3	3	1	--	1	1,4	1,6	1,55
3.10	Inconel 600	2,0	2	2	2	1	1,9	1,9	1,85
3.11	Haynes 625	2,0	3	1	---	1	1,9	2,0	1,9
4.2	Ti-Pd	1,0	3	2	3	1	1,35	1,55	1,6
4.3	Ticode-12	1,0	3	2*	3*	1	1,35	1,55	1,6
4.5	Tantal-10W	1,7	4	1	1	1	1,8	2,0	2,0
4.7	Niob KBI 3	1,7	4	1	--	1	1,8	2,0	2,0
4.10	Si-Guß	2,0	1	3	--	2	2,0	1,9	2,0
4.11	Amorphe-Met,	1,5	4	1	--	4	2,0	2,2	2,3
4.12	Zirkonium	1,7	3	2	3	1	1,8	2,0	2,0

*:Werte angenommen wie bei Titan

Schlüssel: Korrosionsbeständigkeit: siehe Tabelle 4.8

Preis: 1= 0 bis 5 TDM

2= 6 bis 30

3= 31 bis 105

4= > 105

Streckgrenze: 25°C: 1= > 350 N/mm²

2= 250-350

3= < 250

200°C: 1= > 300

2= 200-300

3= < 200

Verarbeitbarkeit: 1= gut

2= mäßig

4= schlecht

** Gewichtung (Angaben in %)

	Gew. A	Gew. B	Gew. C
Korrosionsbest.	70	60	50
Preis	10	20	20
Festigkeit	10	10	15
Verarbeitb.	10	10	15

Tab. 4.9 Gesamtbewertung der ausgewählten Werkstoffe

Quelle: Battelle

Durchzuführende Forschungs- und Entwicklungsarbeiten	Zeitraumen
Langzeitkorrosionsversuche (Vorbereitung, Probenbeschaffung, Meßplatzeinrichtung, Langzeitversuche) Auswertung der Korrosionsversuche	ca. 5 Jahre 1 Jahr
Kalte Versuche zur Verfahrensentwicklung wie - fernbedientes Verschweißen - Plasmaspritzen und - Bleigießen	≤ 5 Jahre
Entwicklung eines Schweißnahtprüfverfahrens	≤ 5 Jahre
Planung und Konstruktion der Behälter	≤ 8 Jahre
Entwicklung eines Transportbehälters	≤ 5 Jahre
Planung und Bau einer Demonstrationsanlage Probetrieb	≤ 8 Jahre 2 Jahre

Tab. 4.10 Geschätzter Zeitaufwand für Forschungs- und Entwicklungsarbeiten
Quelle: NUKEM

Nuklid	Gesamtaktivität / Ci/t SM /	Aktivität im Spaltgasplenum / Ci/t SM /	
		experimentell	Schätzung f. Störfall
H-3	$5,9 \times 10^2$	$1,8 \times 10^{-3}$	$2,9 \times 10^1$
C-14	$3,7 \times 10^{-1}$	$2,2 \times 10^{-6}$	-
Kr-85	$6,5 \times 10^3$	$3,9 \times 10^2$	$2,6 \times 10^3$
J-129	$3,5 \times 10^{-2}$	$3,5 \times 10^{-6}$	$1,4 \times 10^{-2}$

Tab. 4.11 Aktivitätsinventar an einigen gasförmigen und leicht flüchtigen Radionukliden im ganzen Brennelement bzw. im Spaltgasplenum nach einer Abklingzeit von 7 Jahren

Wiederaufarbeitung, Refabrikation		Konditionierung von Brennelementen	
Anzahl Gebinde	Volumen	Anzahl Gebinde	Volumen
ca. 420 Glasblöcke	63 m ³	ca. 1300 Brennelemente	568 m ³ ohne Behälter 1640 m ³ mit Behälter
ca. 11.000 Fässer (1) ca. 8.000 Fässer (2) ca. 20 Flaschen Krypton H-3-Wasser	4400 m ³ 3200 m ³ 1 m ³ 2600 m ³	ca. 200 Fässer (2)	80 m ³

- (1) mittelaktiv
(2) schwachaktiv

Tab. 4.12 Abfallarten und jährliche Abfallmengen bei den beiden alternativen Entsorgungskonzepten (Kapazität der Anlagen: 700 jato)

	Wiederaufarbeitung + Rezyklierung	Direkte Endlagerung
Urangewinnung	34.060 m ³	58.540 m ³
Konversion + Anreicherung	44 m ³ (1) mit 107 t U	73 m ³ (1) mit 168 t U
BE-Fabrikation UO ₂ MOX	26 m ³ (1) mit 150 kg U 31 m ³ (1) mit 10 kg U 0,5 kg Pu	40 m ³ (1) mit 222 kg U
Reaktor	360 m ³ (1) 120 m ³ (2) 6 m ³ (3)	360 m ³ (1) 120 m ³ (2) 2 m ³ (3)
Wiederaufarbeitung bzw. BE-Konditionierung	64 m ³ (1) 22 m ³ (2) 22 m ³ (3) 5 m ³ Glas 0,85 m ³ Gas mit 11 t U 4,8 kg Pu	9 m ³ (2) 35 m ³ BE mit 36 t U 320 kg Pu

- (1) unabgeschirmte Fässer
- (2) abgeschirmte Fässer
- (3) Kontrollstäbe, Hülsen, Feed-Klärschlamm

Tab. 4.13 Abfallmengen aus dem Brennstoffkreislauf pro GW_e · a erzeugte Energie / 4.8 /

Nuklid	Aktivität im Brennelement ^{a)} Ci	Aktivität im Plenum ^{b)} Ci	Rückhaltung durch Filter %	Freisetzung aus intakten Hüllrohren ^{c)} Ci	Freisetzung bei Hüllrohr- defekten ^{d)} Ci	Freisetzung bei Brennelementabsturz ^{e)} Ci
H 3	320	16	0	0,5	6,2	16
Kr 85	3500	1400	0	40	546	1400
I 129	$1,9 \cdot 10^{-2}$	$7,5 \cdot 10^{-3}$	99	$2,1 \cdot 10^{-6}$	$2,9 \cdot 10^{-5}$	$7,5 \cdot 10^{-5}$
Aerosole (Crud) ^{f)}	30		99,9			$3 \cdot 10^{-3}$

- a) Brennelement mit einer Vorkühlzeit von 7 a
b) Berechnet mit Freisetzungbruchteilen aus KBS-Report
c) Ermittelt aus Leckrate von 10^{-8} Torr \cdot l \cdot s⁻¹
d) 0,03 % Defekte im Jahr
e) Alle Brennstäbe defekt
f) Hauptsächlich Co 60

Tab. 4.14 Freisetzung radioaktiver Stoffe aus der Konditionierungsanlage
Quelle: NUKEM

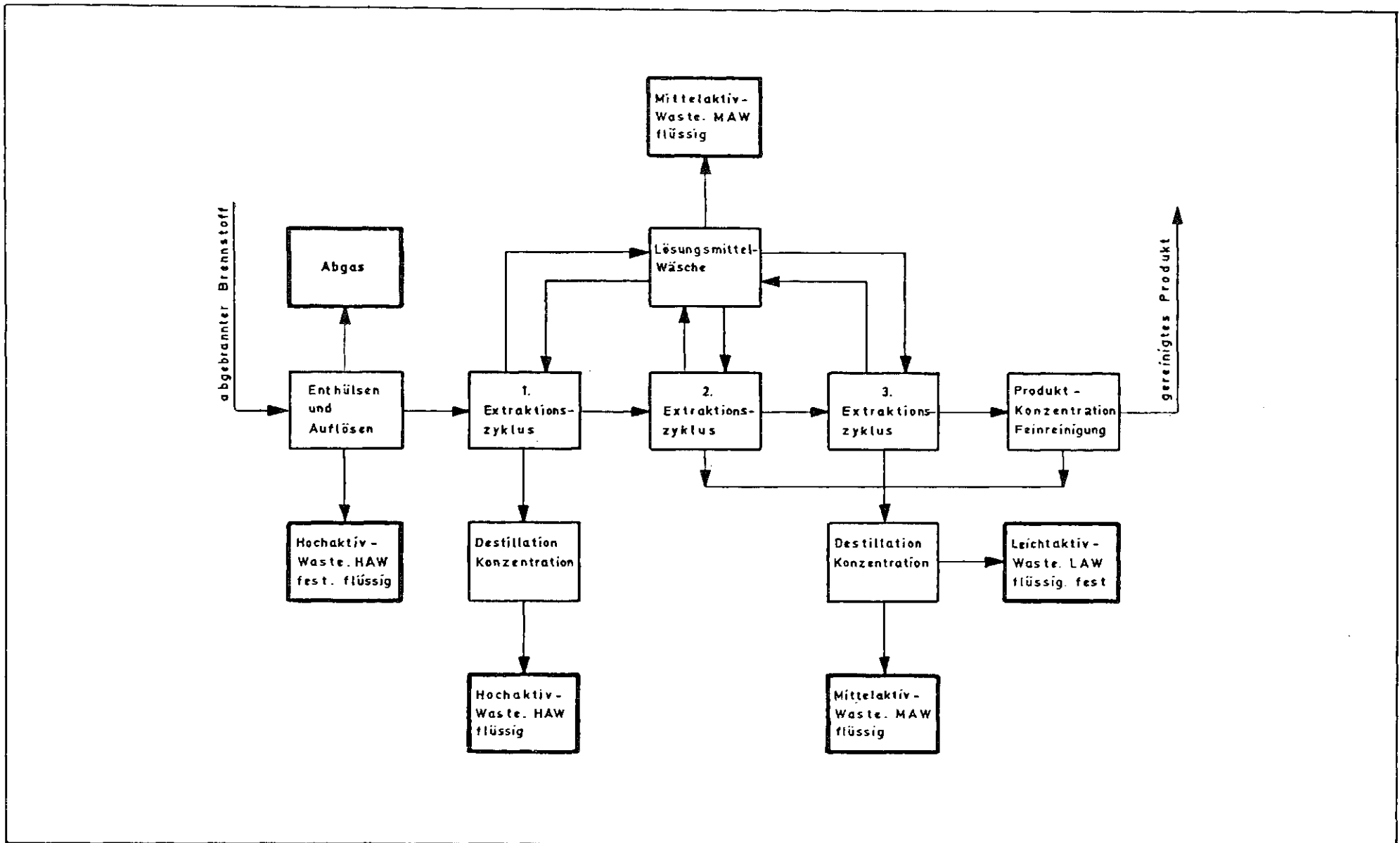


Abb. 4.1 Stark vereinfachtes Fließschema des Wiederaufarbeitungsprozesses

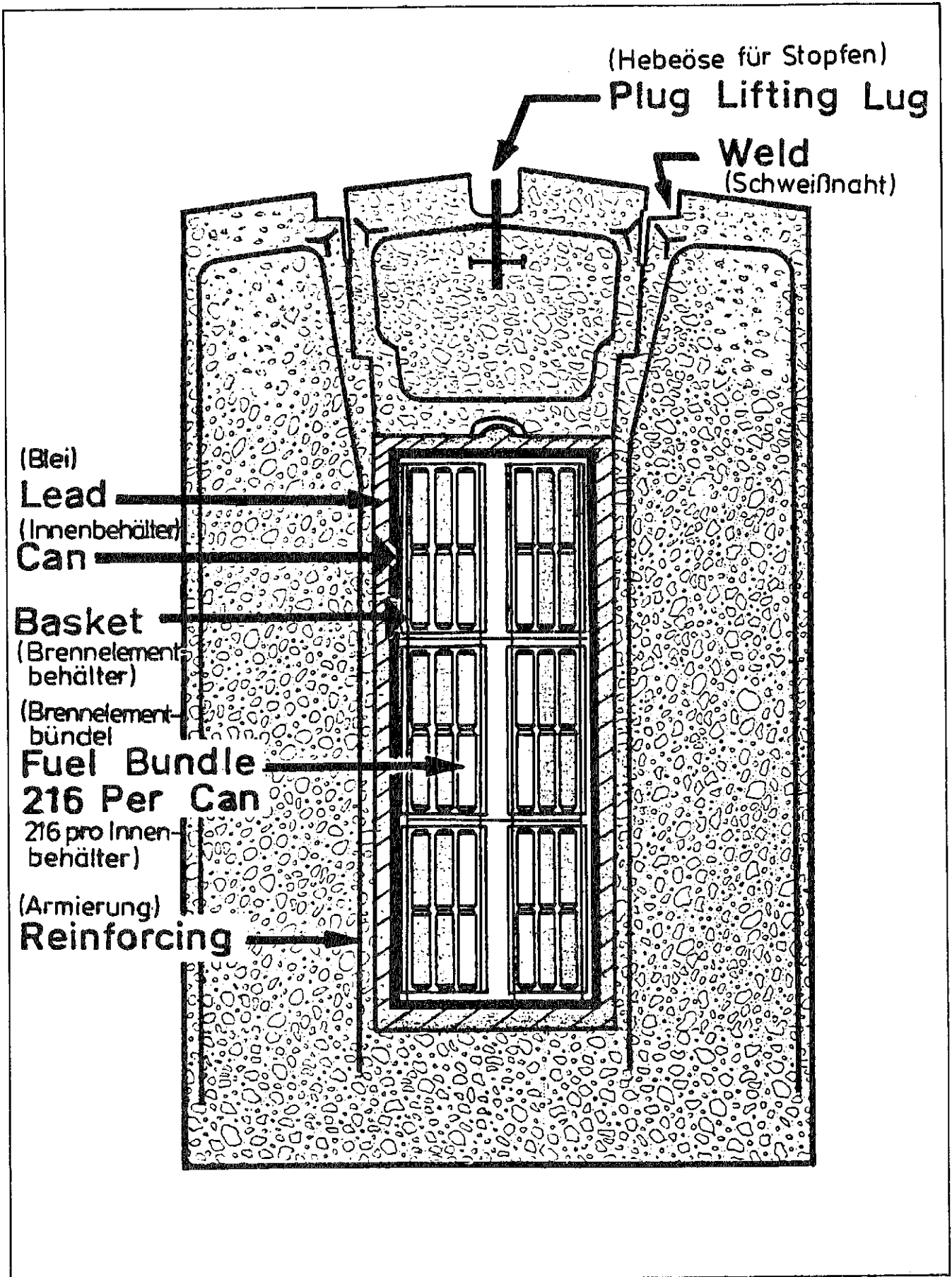


Abb. 4.2 Betonblock zur Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente (Kanada)
 Quelle: NUKEM

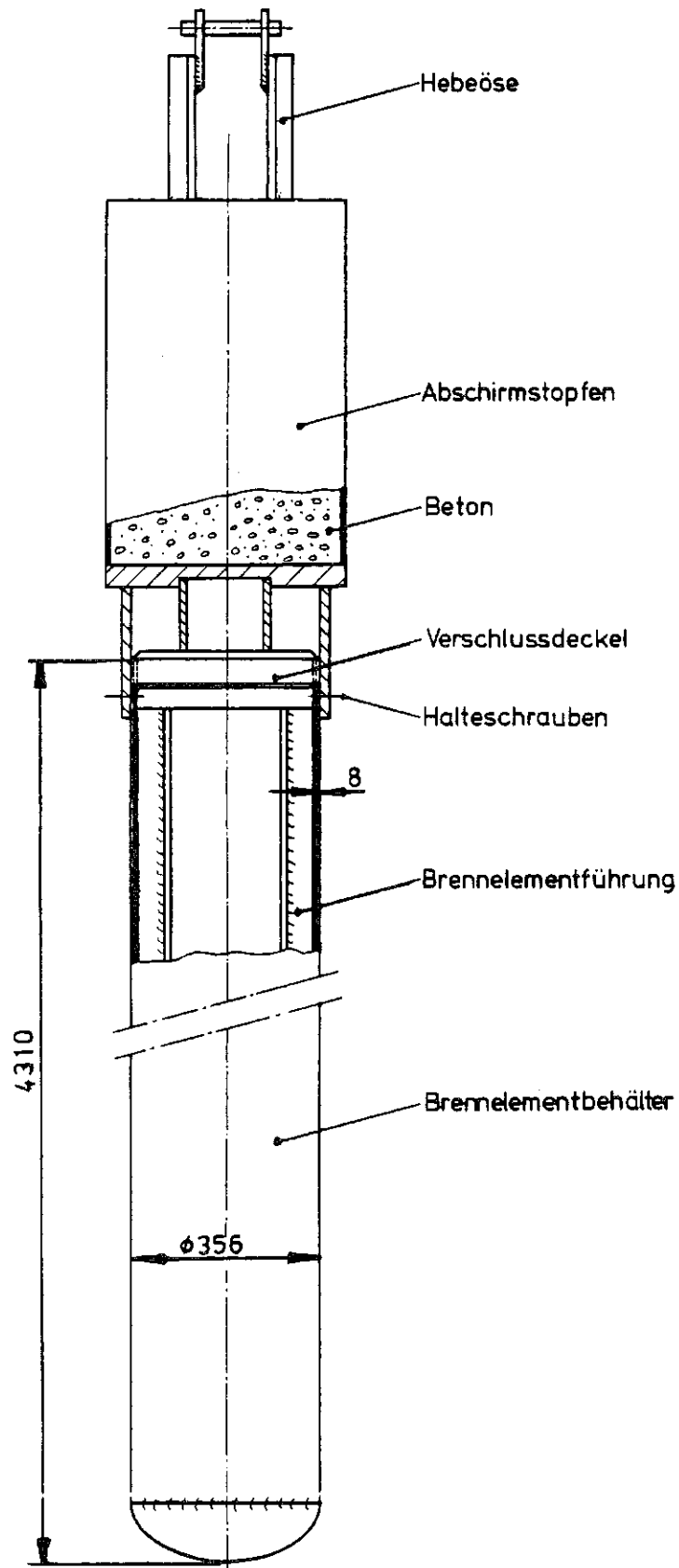


Abb. 4.3 Brennelementbehälter mit Abschirmstopfen (USA)
Quelle: NUKEM

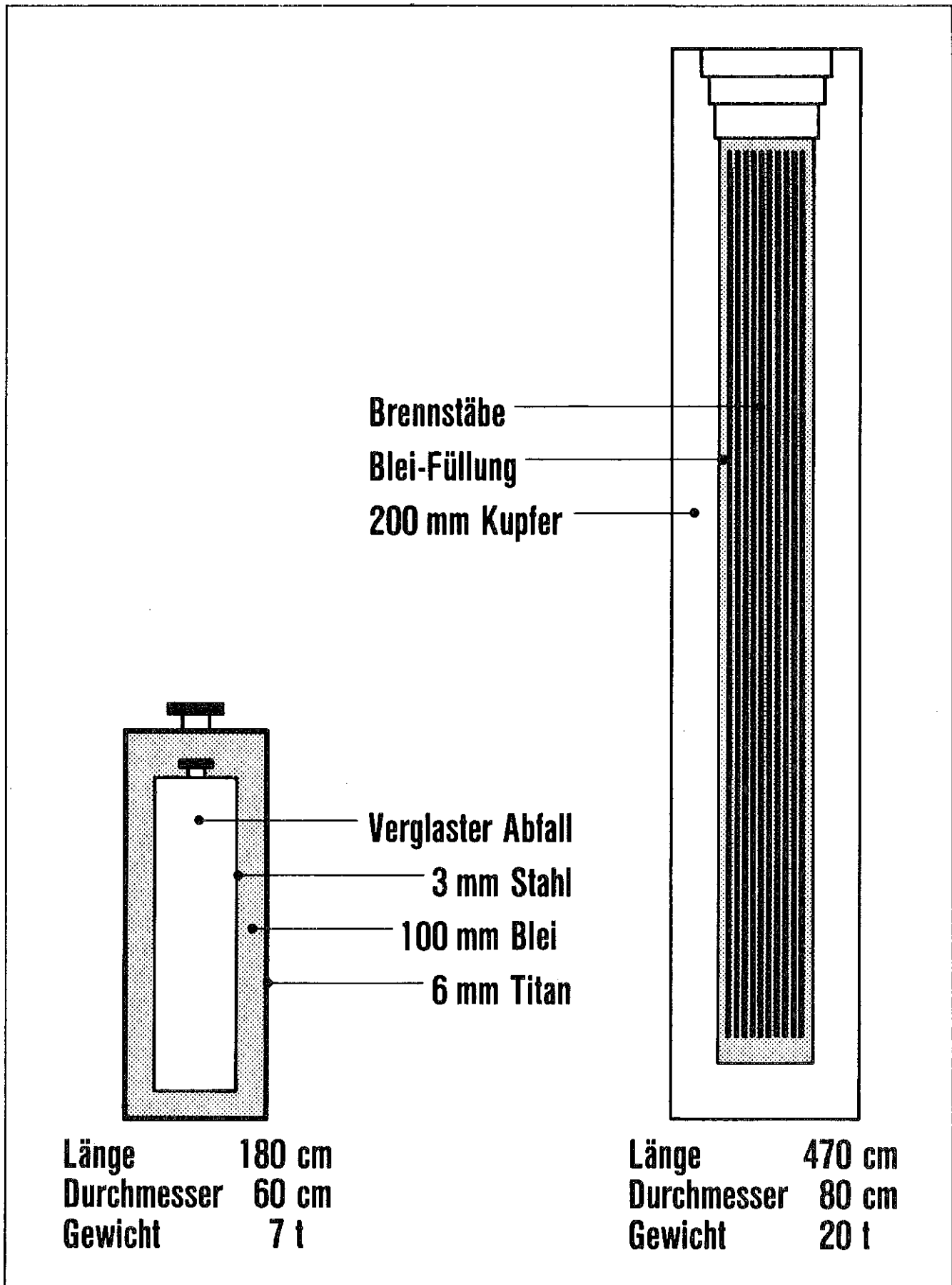
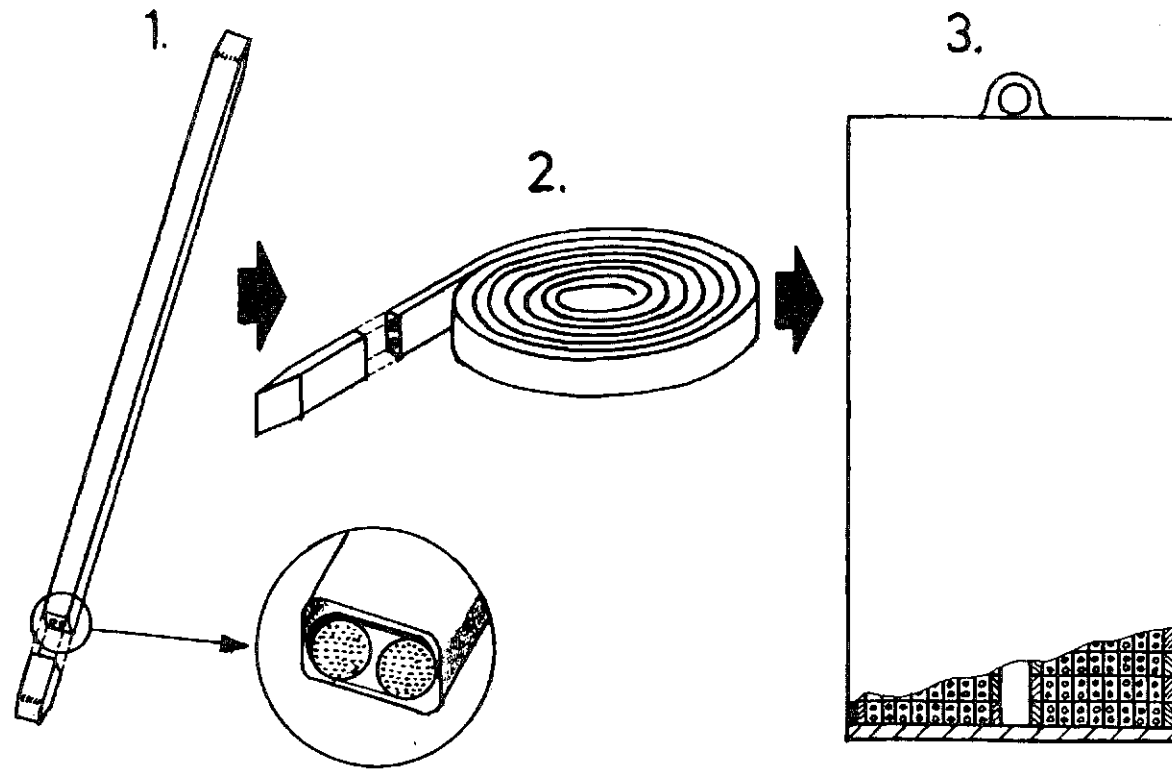


Abb. 4.4 Gegenüberstellung der beiden Endlagergebäude
(KBS, Schweden)



1. Paarweise Verpackung der Brennelementstäbe in Stahlhüllen
2. Aufrollen der Stahlhüllen zu Spiralen
3. Einsetzen der Spiralen in Edelstahlzylinder

Abb. 4.5 Verkürzen und Verpacken von Brennstäben (KBS, Schweden)
 Quelle: NUKEM

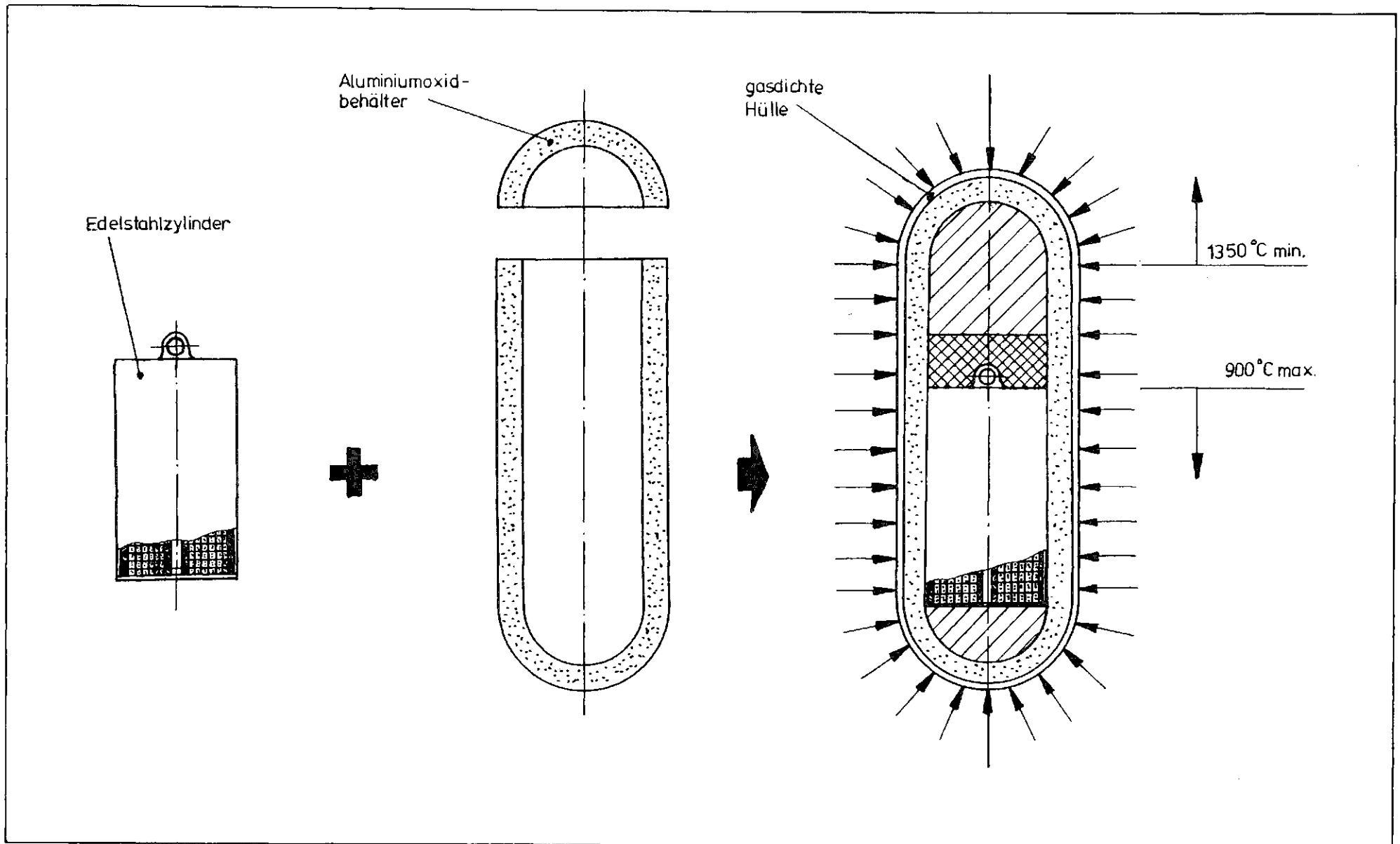


Abb. 4.6 Verschließen des Aluminiumoxidbehälters (KBS, Schweden)
Quelle: NUKEM

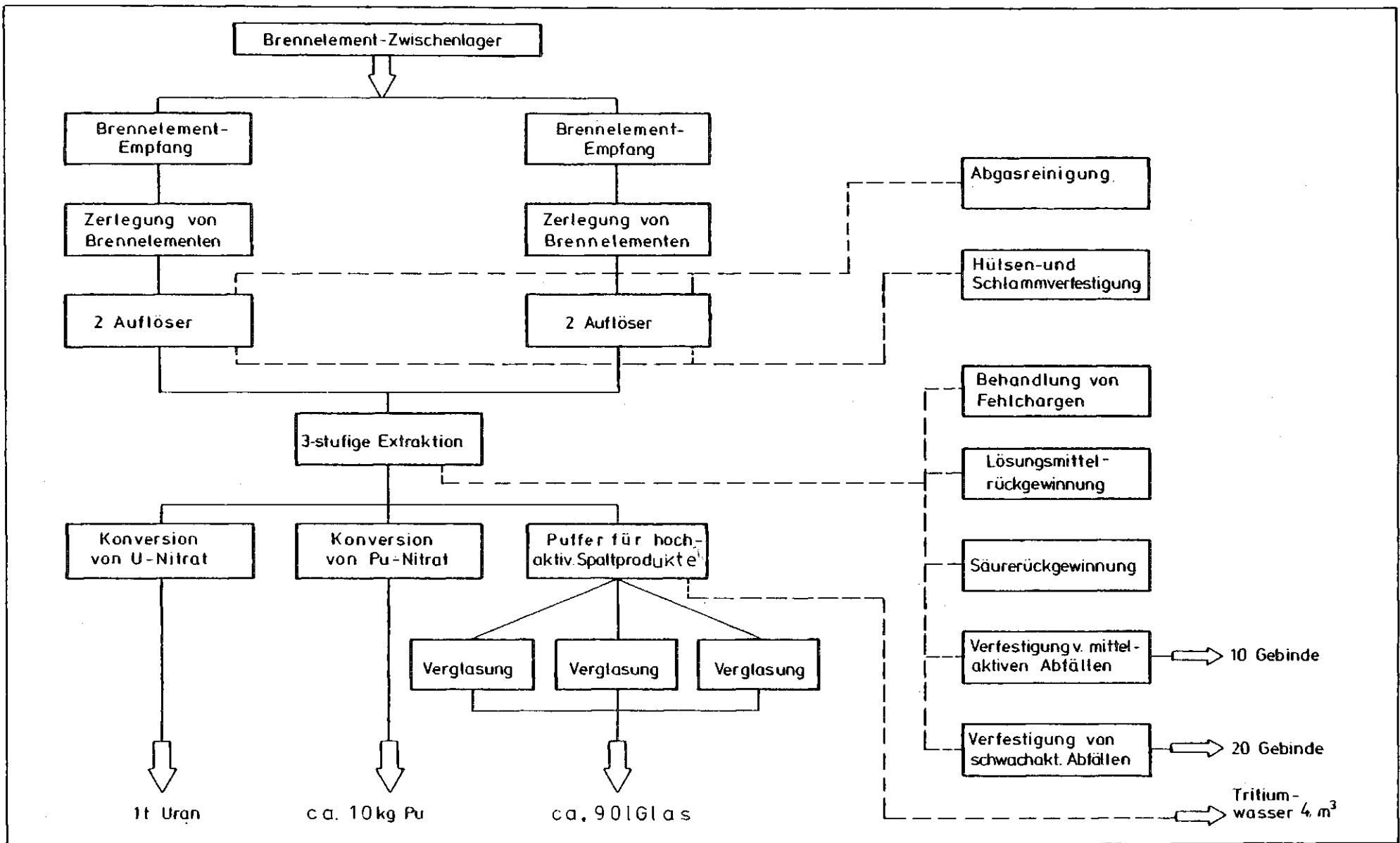


Abb. 4.7 Prozeßschema für die 700-tato-Wiederaufarbeitungsanlage / 4.7 /
 (Mengenangaben beziehen sich auf Durchsatz von 1 t Uran)

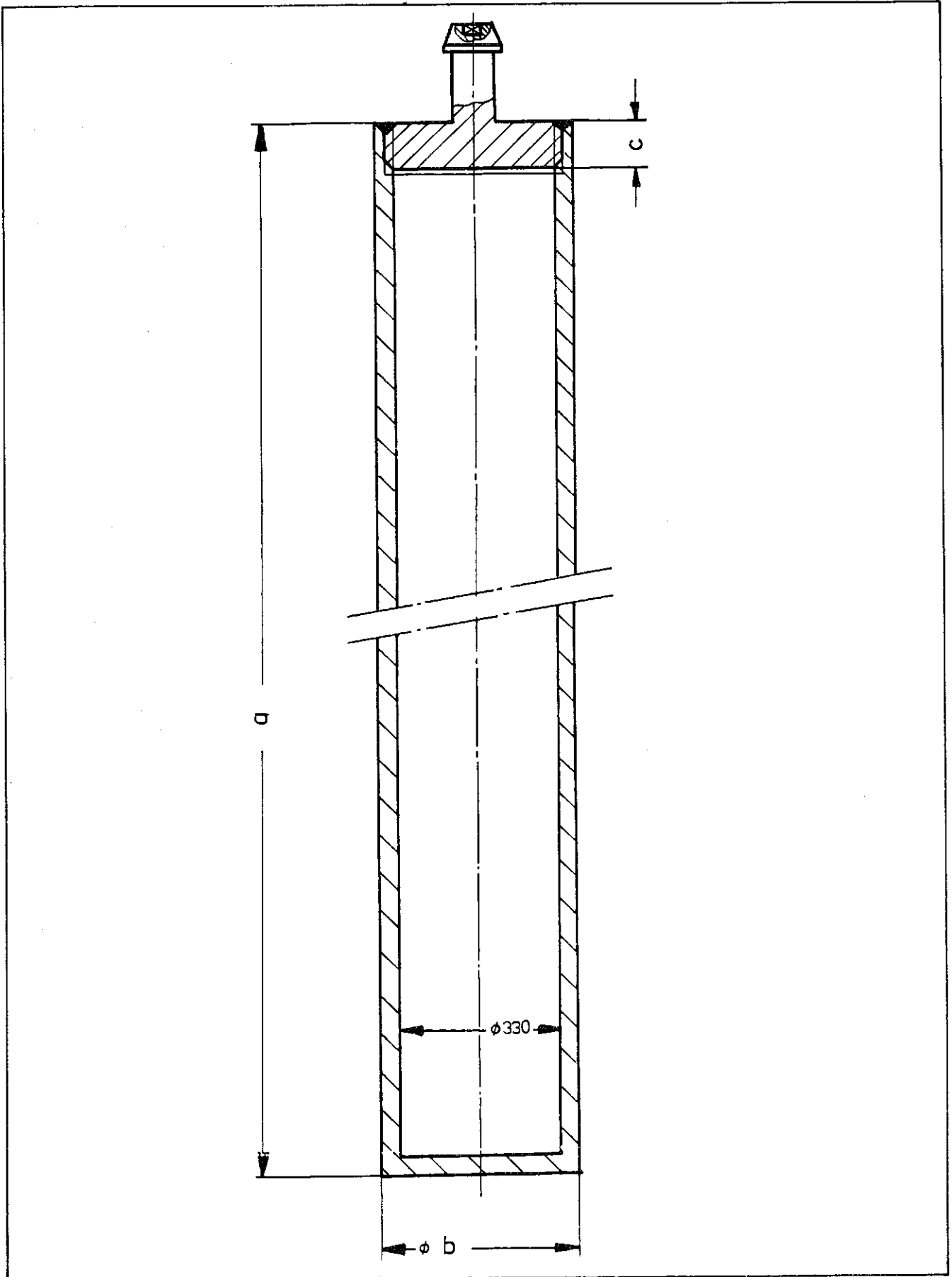


Abb. 4.8 Einschaliger Brennelementbehälter
Quelle: NUKEM

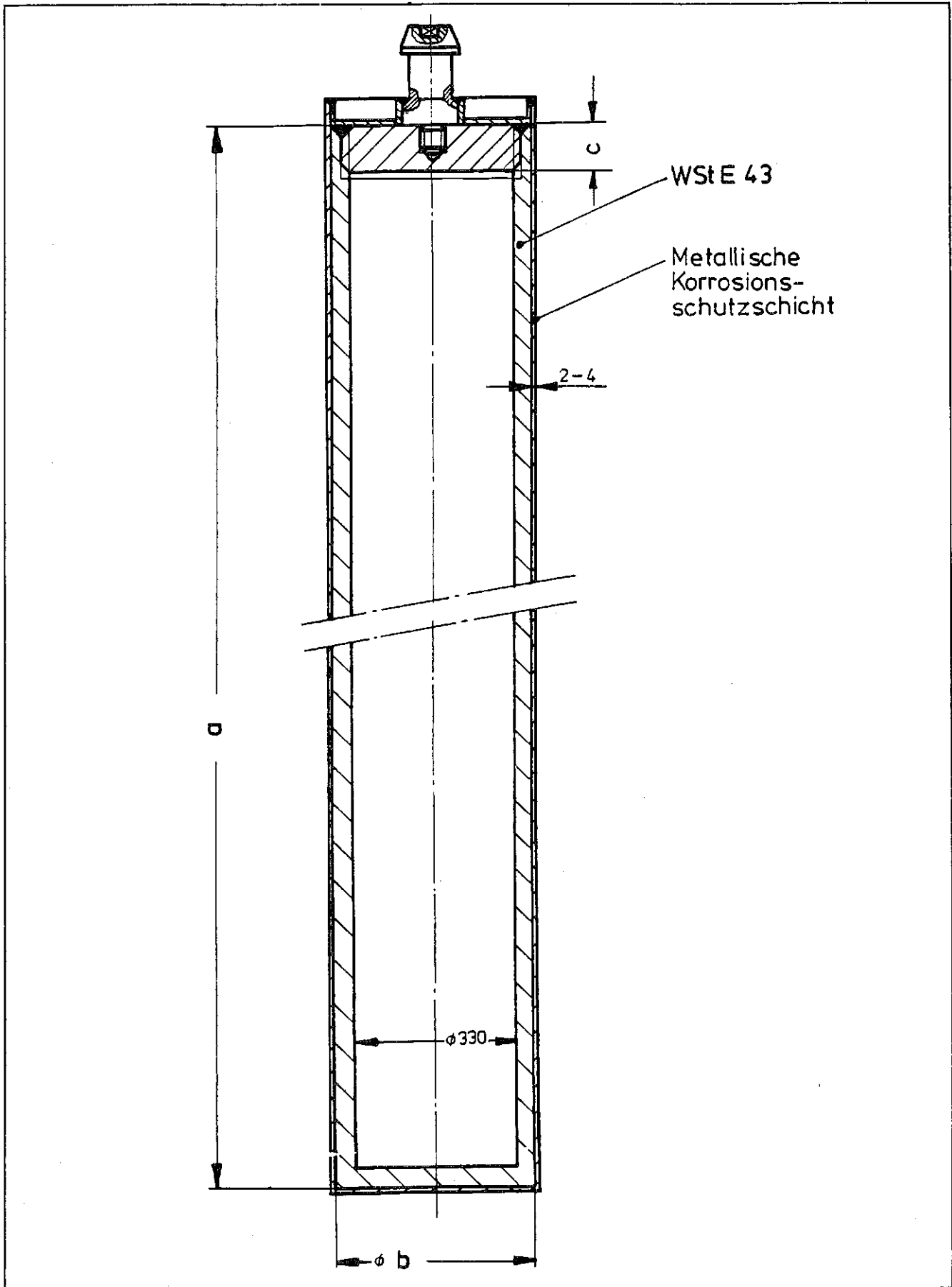


Abb. 4.9 Zweischaliger Brennelementbehälter
Quelle: NUKEM

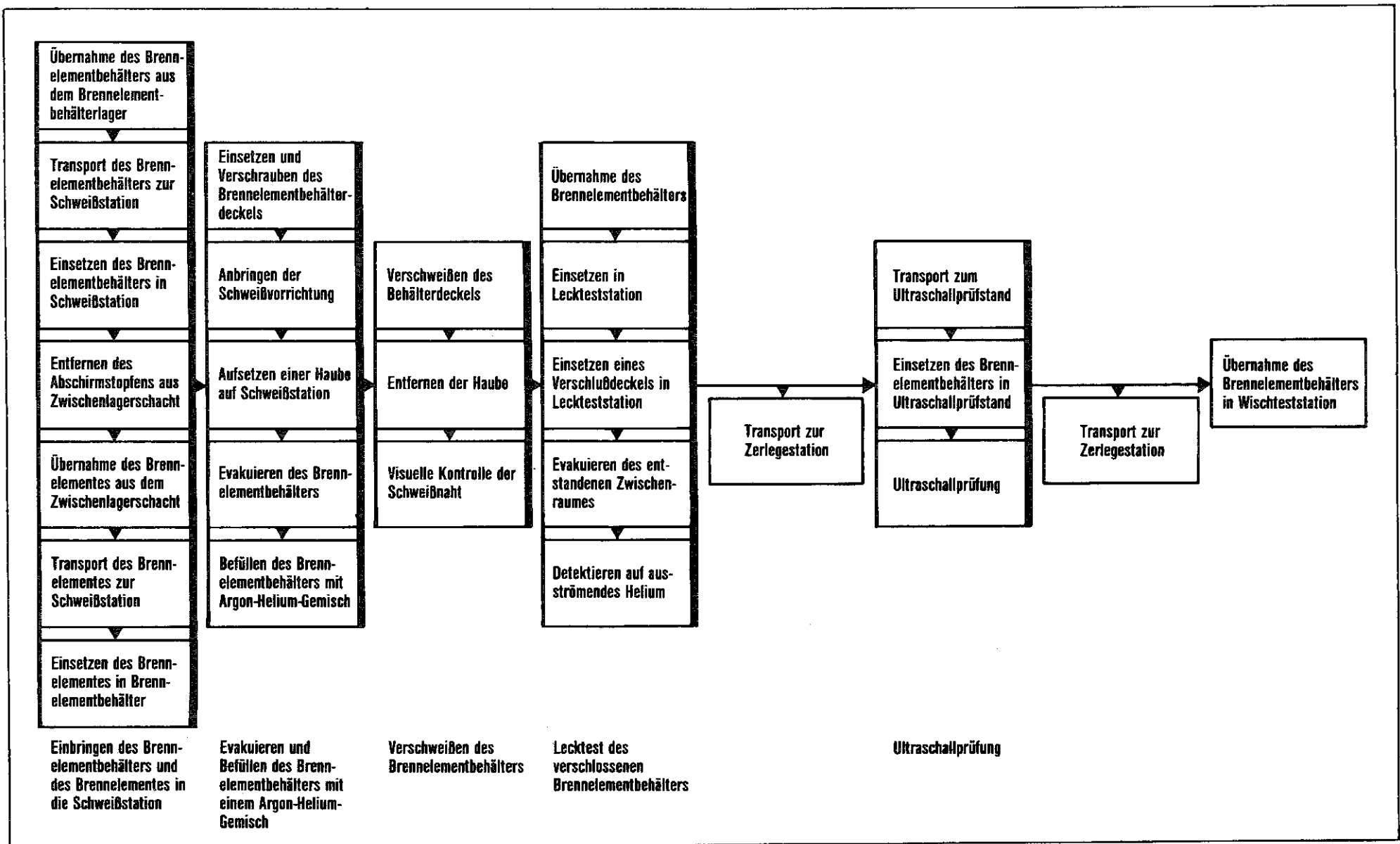


Abb. 4.10 Spezifische Verfahrensschritte zur Verpackung von abgebrannten Brennelementen in einschalige Brennelementbehälter ohne Verfüllung mit Blei
 Quelle: Nukem

5. Endlagerung

Nach ihrer Verarbeitung müssen die radioaktiven Abfälle sicher beseitigt werden, d.h. es muß Vorsorge getroffen werden, daß von den Abfällen weder für die heutige Generation noch für zukünftige Generationen eine Gefährdung ausgeht.

In zahlreichen Ländern werden schwach- und mittelaktive Abfälle bereits routinemäßig entweder durch Vergraben der festen Abfälle in oberflächennahen Schichten bzw. Gräben oder auch durch Verpressen von Abfalllösungen in abgeschlossenen unterirdischen Formationen beseitigt. Sofern diese Abfälle keine langlebigen α -Strahler enthalten, wird diese Art der Abfallbeseitigung in den entsprechenden Ländern als sicher angesehen. Darüberhinaus nehmen einige Länder unter internationaler Kontrolle an der Versenkung verfestigter schwachaktiver Abfälle in die Tiefsee teil. In einigen Ländern (CSSR, DDR, Spanien, Bundesrepublik Deutschland) werden schwach- und mittelaktive Abfälle in ehemaligen Bergwerken eingelagert. Hierzu liegen umfangreiche Erfahrungen vor.

Da für den Vergleich von alternativen Entsorgungsstrategien vor allem die Verhältnisse bei der Lagerung hochaktiver Abfälle wichtig sind, wird im folgenden in erster Linie hierauf eingegangen. Bei einem späteren umfassenden Vergleich sollten jedoch auch die anderen Abfallkategorien mit einbezogen werden.

Die Beseitigung von hochaktiven Abfällen (Wiederaufarbeitungsabfälle bzw. abgebrannte Brennelemente) wird bislang in keinem Land der Erde praktiziert. Fachleute sind sich darüber einig, daß dafür in absehbarer Zeit nur die Lagerung in tiefen geologischen Formationen in Frage kommt. Andere Konzepte wie z.B. Lagerung unter dem Meeresboden oder in den Eismassen der Antarktis, Abtrennen der langlebigen α -Strahler mit ihrer anschließenden Umwandlung in kurzlebige Spaltprodukte (Transmutation) bzw. Schuß der Aktiniden in den Weltraum werfen eine Reihe grundsätzlicher wissenschaftlich-technischer bzw. rechtlicher Probleme auf, die eine Realisierung entweder sehr zweifelhaft oder erst langfristig möglich erscheinen lassen. Zu einer ähnlichen Einschätzung kommt auch die vom amerikanischen Präsidenten Carter eingesetzte Interagency Review Group (IRG), die Vorschläge zur Lösung des Entsorgungsproblems für die USA erarbeitete / 5.1 /.

An eine geologische Formation, in die hochaktive Abfälle eingelagert werden sollen, werden eine Reihe von Anforderungen gestellt, von denen einige im folgenden kurz skizziert werden:

- kein oder nur geringer Kontakt mit dem Grundwasser
- tektonische Stabilität
- ausreichende Wärmeleitfähigkeit und Festigkeit
- ausreichende Tiefe
- gutes Rückhaltevermögen der Deckschichten für Radionuklide.

Da eine Gefährdung der Umwelt durch das Endlager langfristig nur über einen Transport der Radionuklide mit dem Grundwasser möglich ist, sollte die gewählte geologische Formation so weit wie möglich frei sein von zirkulierendem Grundwasser. Ein Endlager sollte sich ferner in einer Gegend tektonischer Stabilität befinden, d.h. in einer Gegend, in der geringe tektonische Spannungen, eine geringe Erdbebenaktivität und keine bedeutenden Verwerfungen in der näheren Umgebung anzutreffen sind. Nach Möglichkeit sollten sich darüberhinaus in der Nachbarschaft auch keine Vorkommen an wertvollen Rohstoffen befinden.

Die gewählte geologische Formation muß in der Lage sein, die mit den hochaktiven Abfällen eingebrachte Wärme aufzunehmen und weiterzuleiten, ohne daß damit die Integrität des Endlagers gefährdet wird. Die Tiefe des Endlagers sollte so gewählt werden, daß eine Reihe von postulierten Ereignissen wie z.B. neue Eiszeit, Erosion, Meteoriteneinschlag etc. zu keiner unzulässigen Freisetzung von Radionukliden aus dem Endlager führt. Falls es im Laufe der Zeit doch zu einem Kontakt der Radionuklide mit dem Grundwasser kommen sollte, muß sichergestellt sein, daß durch die über dem Endlager befindlichen Deckschichten der Transport der Radionuklide so weit verzögert wird, daß sie nur noch in unschädlichen Konzentrationen in die Biosphäre gelangen.

Keine geologische Formation kann alle Kriterien gleichzeitig in optimaler Weise erfüllen. Außerdem spielen bei der Auswahl einer Endlagerformation und eines Endlagerstandortes neben diesen generellen Kriterien auch die standortspezifischen Randbedingungen eine wichtige Rolle. Da darüberhinaus nur in wenigen Ländern mehrere geologische Formationen in der erforderlichen

Größe und Qualität für die Endlagerung von hochaktiven Abfällen zur Verfügung stehen, stellt die Entscheidung eines Landes, die eine oder andere geologische Formation für die Endlagerung zu wählen, i.a. kein Werturteil dar sondern richtet sich primär nach den nationalen geologischen Gegebenheiten.

5.1 Erfahrungen und Programme zur Endlagerung radioaktiver Abfälle

Im folgenden wird ein kurzer Abriß über einige nationale Pläne zur Endlagerung radioaktiver Abfälle gegeben, wobei der Schwerpunkt auf der Beseitigung der hochaktiven Abfälle liegt. Entsprechende Angaben sind in Tab. 5.1 zusammengefaßt.

Kanada

Die Endlagerung von abgebrannten Brennelementen oder Wiederaufarbeitungsabfällen soll in den Hartgesteinen des kanadischen Schildes, vorzugsweise in Granit erfolgen. Die Untersuchung anderer geologischer Formationen, wie z.B. Steinsalzformationen, die in Kanada auch zahlreich vorhanden sind, wird nur soweit durchgeführt, daß im Falle einer Nicht-Eignung der Hartgesteine eine back-up-Lösung angeboten werden kann.

Die Zeitpläne sehen vor, im Jahr 1981 einen Standort für ein Demonstrations-Endlager zu benennen und in den späten achtziger Jahren den Betrieb dieser Anlage aufzunehmen. Gegenwärtig werden zwei Standorte näher untersucht: Chalk River und Whiteshell. Die Entscheidung über eine großtechnische Endlagerung wird nicht vor Ende dieses Jahrhunderts erwartet.

Der Schwerpunkt der Forschungsarbeiten liegt bei geowissenschaftlichen Arbeiten, wobei vor allem die Ausbreitung von Radionukliden in verschiedenen Gesteinen untersucht wird. Zur Untersuchung des Verhaltens von verglasten Wiederaufarbeitungsabfällen in geologischen Medien wurden bereits vor 20 Jahren 25 Glaszylinder (Alumino-Silikat-Glas) mit 1100 Ci Spaltprodukten in Chalk River vergraben. Die dabei bisher gemessenen Auslaugraten sind weit niedriger als die in Laborversuchen ermittelten Werte.

Zur Berechnung der Radionuklidmigration in der Geosphäre wurden Modelle erstellt, die als Basis für die weiteren Sicherheitsanalysen dienen. Diese Arbeiten werden begleitet von experimentellen Untersuchungen. Zur Erhöhung der langfristigen Sicherheit werden Verfüllmaterialien entwickelt, die den Zutritt des Grundwassers zu den eingelagerten Abfällen und die Migration von ausgelaugten Radionukliden im unmittelbaren Endlagerbereich verhindern oder zumindest erschweren sollen.

USA

In den USA wurde bereits Ende der fünfziger Jahre vorgeschlagen, die Endlagerung radioaktiver Abfälle in geologischen Steinsalzformationen durchzuführen. 1969 wurde ein Demonstrationsversuch mit abgebrannten Brennelementen aus einem Materialtestreaktor in dem Salzbergwerk in Lyons, Kansas, durchgeführt (Project Salt Vault). Der Schwerpunkt der Forschungsarbeiten lag in den Folgejahren bei der Untersuchung von Steinsalzlagerstätten als Endlagerformation. So wurde im Südwesten des Staates New Mexico ein Standort für eine Anlage zur Endlagerung von Transurane-Abfällen aus dem militärischen Bereich und zur Versuchseinlagerung von bis zu 1000 konditionierten Brennelementen in Salz vorgeschlagen (WIPP)*. Neben Schichtsalz (WIPP) wurden auch einige Salzdome im Golfbereich untersucht.

In den letzten Jahren wurde das Untersuchungsprogramm auf andere geologische Formationen ausgedehnt, wie z.B. Granit, Basalt, Tuff und Ton, ohne daß sich dabei zunächst an der Priorität für Salz wesentliches geändert hätte. Ab 1980 soll im Rahmen des CLIMAX-Projektes eine Versuchseinlagerung von konditionierten Brennelementen in Granit vorgenommen werden. Dafür steht auf der Nevada Test Site ein Stollen, der noch aus einem unterirdischen Atombombentest stammt, in ca. 500 m Tiefe zur Verfügung.

Die Brennelemente werden in ausgekleidete Bohrlöcher eingesetzt, damit ihre Rückholbarkeit gewährleistet ist. Das Versuchsfeld ist darüberhinaus mit elektrischen Heizern und einer reichhaltigen Instrumentierung (Thermoelemente, Extensometer) versehen, um die bei der Einlagerung von hochaktiven Abfällen im Gebirge auftretenden Effekte erfassen und sie mit vorhandenen

* WIPP = Waste Isolation Pilot Plant

Rechencodes überprüfen zu können. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen dürften für die weiteren Arbeiten zur Endlagerung radioaktiver Abfälle in geologischen Formationen von großer Bedeutung sein, wobei es eine untergeordnete Rolle spielt, ob bei derartigen Demonstrationsversuchen abgebrannte Brennelemente oder konditionierte Abfälle aus der Wiederaufarbeitung eingelagert werden. Am technischen Erfolg dieses Vorhabens bestehen keine Zweifel, jedoch müssen auch seine Grenzen gesehen werden. Durch diesen Versuch kann die Technik der Einlagerung von abgebrannten Brennelementen demonstriert werden, und es können Aussagen zum Verhalten des geologischen Mediums unter dem Einfluß von Wärme und Strahlung gemacht werden. Da bei diesen Versuchen jedoch keine endlagerrelevanten Produkte eingesetzt werden (siehe Kapitel 4.2.2.2), kann über das Verhalten von abgebrannten Brennelementen in einem Endlager keine Aussage gemacht werden.

Ein ähnliches Demonstrationsprogramm wie in der CLIMAX-Mine soll mit 22 eingekapselten Brennelementen in einer Basaltformation in Hanford/Washington durchgeführt werden. Die Versuchseinlagerung von konditionierten Brennelementen im Rahmen von WIPP wurde Mitte 1979 aus innenpolitischen Gründen fallengelassen.

Im Februar 1980 gab Präsident Carter seine Entscheidung über die neue Entsorgungspolitik der USA bekannt. Entsprechend dem weitestreichenden Vorschlag des IRG-Berichtes, der eine Reihe von Empfehlungen zur Entsorgung von radioaktiven Abfällen aus dem militärischen und zivilen Bereich enthält, lehnte der Präsident eine kurzfristige Entscheidung über den Bau eines Endlagers ab. Stattdessen forderte er eine Intensivierung der geologischen Untersuchungsprogramme mit dem Ziel, bis 1985 eine Entscheidung über Standorte von Endlagern herbeizuführen. Hierbei wird auch nicht ausgeschlossen, daß zu diesem Zeitpunkt eine Entscheidung zum Bau mehrerer Endlager in verschiedenen geologischen Formationen erfolgt. Die Inbetriebnahme dieser Endlager ist für Mitte der neunziger Jahre geplant. Gleichzeitig wurde auch das WIPP-Projekt, das zum Schluß nur noch die Endlagerung von militärischen Transurane-Abfällen vorsah, fallengelassen. Die Standortuntersuchungen sollen jedoch fortgesetzt werden.

Inzwischen werden in den USA bereits starke Zweifel an der Einhaltung dieses Zeitplans laut, zumal bereits für 1981 ein aktiver Demonstrationsversuch in einer Salzformation geplant war, ohne daß bisher ein Standort dafür ausgewählt wurde / 5.2 /.

Zur eingehenden Analyse der Sicherheit von Endlagern wurden im Rahmen des Waste Isolation Safety Assessment Program (WISAP) umfangreiche Untersuchungen zur Migration von Radionukliden in geologischen Formationen sowie Rechnungen zur Freisetzung von Radionukliden aus dem Endlager und den daraus resultierenden radiologischen Belastungen der Umwelt durchgeführt.

Schweden

Auf die Situation in Schweden und das KBS-Projekt wurde schon in Kapitel 4.2.2.3 hingewiesen. Weitere Einzelheiten zu den Endlagerkonzepten sind in Kapitel 5.2 enthalten.

Großbritannien

Als günstige geologische Formationen für die Endlagerung radioaktiver Abfälle werden Granit, Ton und Salz angesehen, wobei der Schwerpunkt der Untersuchungen bei Granitformationen liegt. An 20 unterschiedlichen Standorten sollen Erkundungsbohrungen niedergebracht werden. Bis 1983 sollen dann zwei oder drei Standorte ausgewählt werden, an denen weitergehende Untersuchungen durchgeführt werden. Die erste Demonstrationseinlagerung von nicht wärmeentwickelnden Abfällen wird 1990 und für wärmeentwickelnde Abfälle 1995 erwartet. Etwa 10 Jahre später könnte die großtechnische Einlagerung radioaktiver Abfälle beginnen.

Parallel zu den geologischen Erkundungsarbeiten werden Studien über die Ausbreitung von Radionukliden in der Geosphäre und die Auswirkungen der Radionuklidmigration durchgeführt.

Frankreich

Die Zeitpläne für die Inbetriebnahme eines Endlagers für hochaktive Abfälle und α -Abfälle sind in Frankreich noch sehr vage. Die in der AVM-Anlage her-

gestellten Glaszylinder lagern in einem luftgekühlten Trockenlager. Es wird keine Notwendigkeit gesehen, diese oder zukünftige verglaste hochaktive Wiederaufarbeitungsabfälle bald in ein Endlager zu verbringen.

Als mögliche geologische Formationen für die Errichtung eines Endlagerbergwerkes werden Granit oder Salz angesehen, wobei Granit wegen der größeren Vorkommen als Referenzformation betrachtet wird. Wie in vielen anderen Ländern wird auch in Frankreich dem Mehrfachbarrierensystem zunehmende Bedeutung beigemessen.

Für die Ausbreitung von radioaktiven Stoffen aus einem Endlager wurde ein Rechenmodell entwickelt, mit dem die Migration von Radionukliden, die aus hochaktivem verglastem Abfall freigesetzt werden, durch fünf verschiedene geologische Formationen mit unterschiedlichen Eigenschaften berechnet wurde. Es zeigte sich, daß die Ionen-Austauschkapazität des Bodens gegenüber den Radionukliden die bedeutendste Einflußgröße bei der Isolierung der Abfälle von der Biosphäre darstellt.

Italien

Angesichts des kleinen italienischen Kernenergieprogramms (installierte Kernkraftwerksleistung z.Zt. 1400 MWe) wird die Endlagerung hochaktiver Abfälle als nicht vordringlich erachtet. Als mögliche geologische Formation für die Errichtung von Endlagern werden bereits seit 1968 die ausgedehnten Tonschichten in Süditalien angesehen. Sie werden im Hinblick auf die Ableitung der von den Abfällen erzeugten Wärme, die Rückhaltekapazität für Nuklide und hinsichtlich der Verfahren zum Bau von Endlagerbergwerken in Tonformationen untersucht.

Im IRC Ispra werden Modelle für eine Risikoanalyse entwickelt, mit denen mögliche Bevölkerungsbelastungen nach einer Ausbreitung von Radionukliden aus dem Endlager berechnet werden. In die Berechnung des Risikos wird auch die Wahrscheinlichkeit des Eintretens von Schadensereignissen im Endlager einbezogen. Zunächst sollen die Modelle für einen Vergleich unterschiedlicher Endlagerkonzepte herangezogen werden.

Neben Italien untersucht auch Belgien Tonschichten im Hinblick auf ihre Eignung zur Endlagerung radioaktiver Abfälle und führt Untersuchungen zur Nuklidmigration durch.

UdSSR

Für die Endlagerung hochaktiver Abfälle existiert in der UdSSR ein umfangreiches F+E-Programm, in dessen Rahmen alle denkbaren Alternativen der Lagerung in geologischen Formationen untersucht werden: stillgelegte Bergwerke, spezielle Endlagerbergwerke, tiefe Bohrlöcher und Gräben. Alle geologischen Formationen wurden ohne Präferenz in das geologische Untersuchungsprogramm aufgenommen. Zur Zeit laufen Versuche zur Endlagerung von radioaktiven Abfällen in Steinsalz.

Bundesrepublik Deutschland

Unter Berücksichtigung der geologischen Randbedingungen entstand in der Bundesrepublik Deutschland bereits Anfang der sechziger Jahre das Konzept, radioaktive Abfälle in ausgewählten Steinsalzlagerstätten endzulagern. 1965 wurde das stillgelegte Salzbergwerk Asse zur Durchführung von Einlagerungsversuchen und notwendigen Forschungs- und Entwicklungsarbeiten erworben.

Von 1967 bis 1978 wurden in mehreren ausgedehnten Einlagerungsversuchen insgesamt etwa 130.000 Fässer mit schwachaktiven Abfällen in Kammern eingelagert, wobei die Einlagerungstechnik und die Verfahren zum Verfüllen und Versiegeln der Kammern ständig weiterentwickelt wurden. Insgesamt etwa 1.300 Fässer mit mittelaktiven Abfällen wurden von 1972 bis 1977 im Rahmen eines technischen Versuchs in der Kammer 8a auf der 511-Meter-Sohle endgelagert. Das dafür entwickelte Einlagerungsverfahren und abgeschirmte Behälterkonzept wurde dabei allen Anforderungen an ein sicheres Transport- und Endlagersystem gerecht.

Neben den Versuchen zur Endlagerung von schwach- und mittelaktiven Abfällen werden im ehemaligen Salzbergwerk Asse Untersuchungen zur Ermittlung der endlagerrelevanten Eigenschaften des Steinsalzes durchgeführt. Hierzu zählen insbesondere Versuche, mit denen das Verhalten des Steinsalzes unter Wärme-

einfluß ermittelt wird. Die Versuche dienen der Überprüfung von theoretischen Modellen und Rechenprogrammen, mit denen das Verhalten der Abfälle und des sie umgebenden Salzes im Endlager beschrieben wird. Ferner wurden Untersuchungen zur Bestimmung des Gehalts an Restlaugen und zur Laugenmigration im Asse-Steinsalz durchgeführt. Der gemessene Laugengehalt von 0,1 % läßt keine negativen Auswirkungen auf die Sicherheit des Endlagers erwarten.

Mit dem Erlöschen der Genehmigung für die Einlagerung schwachaktiver Abfälle am 31.12.1978 wurde der Einlagerungsbetrieb in der Asse vorläufig beendet, wohingegen inaktive Versuche nach wie vor weitergeführt werden. Gegenwärtig wird für die Asse das gemäß § 9 b Atomgesetz für die Endlagerung radioaktiver Abfälle vorgeschriebene Planfeststellungsverfahren vorbereitet.

Seit 1975 wird untersucht, ob das stillgelegte Eisenerzbergwerk Konrad in Salzgitter für die Endlagerung radioaktiver Abfälle geeignet ist und welche Abfälle gegebenenfalls eingelagert werden können. Falls sich das Bergwerk grundsätzlich eignet - eine entsprechende Aussage ist spätestens 1981 möglich - soll ein Planfeststellungsverfahren eingeleitet werden.

Im Rahmen des Projektes "Sicherheitsstudien Entsorgung" werden u.a. Modelle und Rechenprogramme zum Transport von Radionukliden aus dem Endlager entwickelt und die radiologischen Auswirkungen auf die Umwelt berechnet.

Viele der in der Bundesrepublik Deutschland durchgeführten Untersuchungsprogramme zur Endlagerung radioaktiver Abfälle werden außer von der Bundesregierung auch im Rahmen eines Forschungsprogramms von der Europäischen Gemeinschaft unterstützt. Zwischen den Partnerländern wurde vereinbart, daß alle Forschungsergebnisse ausgetauscht werden. Ferner existiert ein bilaterales Abkommen mit dem amerikanischen Department of Energy (DOE) sowie eine Zusammenarbeit im Rahmen der OECD/NEA, so daß sich die Arbeiten in der Bundesrepublik Deutschland zur Endlagerung radioaktiver Abfälle auf einen breiten internationalen Erfahrungsschatz abstützen können.

Neben der Bundesrepublik Deutschland haben sich auch die Niederlande und die DDR für eine Endlagerung radioaktiver Abfälle in einer Salzformation ausgesprochen.

5.2 Konzepte zur Endlagerung abgebrannter Brennelemente

Wie bereits mehrfach erwähnt wurde, befaßt man sich in Kanada, USA und Schweden mit Konzepten zur Endlagerung konditionierter Brennelemente. In allen drei Ländern liegt der Schwerpunkt der experimentellen Arbeiten zur Zeit bei geologischen und gebirgsmechanischen Untersuchungen, die ja weitgehend unabhängig vom gewählten Entsorgungskonzept sind. Die für das jeweilige Entsorgungskonzept spezifischen Endlagertechniken werden hingegen weitgehend nur in Form von Konzeptstudien bearbeitet, wenn man von dem Demonstrationsversuch in der CLIMAX-Mine absieht.

Alle bisherigen Konzepte zur Endlagerung abgebrannter Brennelemente zeigen folgende Gemeinsamkeiten:

- die Endlagerung wird nur in einer Einlagerungsebene durchgeführt
- die konditionierten Brennelemente werden in Bohrlöchern eingelagert, die von den Strecken aus senkrecht niedergebracht werden (Ausnahme: ein kanadischer Vorschlag, bei dem die konditionierten Brennelemente in den Strecken liegend angeordnet werden)
- pro Bohrloch wird nur ein Brennelementbehälter eingelagert
- ein Schacht dient ausschließlich zum Transport der Abfälle nach unter Tage.

Für die Endlagerbergwerke werden in diesen Ländern - unabhängig vom Entsorgungskonzept - Tiefen von 500 bis 1500 m angesetzt:

- Kanada 500 bis 1000 m kristallin
- USA bis 1500 m kristallin
600 m Salz
- Schweden 500 m kristallin

Die kanadischen und amerikanischen Konzepte zur Endlagerung abgebrannter Brennelemente befinden sich in einer sehr frühen Phase der Projektkonzipierung. Auf wichtige Details wie Behälterauslegung, Verfüllen der Bohrlöcher, Versiegeln der Strecken und Schächte wird nicht oder nur am Rande eingegangen. Das mag, wie bereits erwähnt wurde, damit zusammenhängen, daß in

den letzten Jahren bei der Sicherheitsphilosophie eine gewisse Neuorientierung stattgefunden hat und dieser Prozeß offensichtlich noch nicht abgeschlossen ist. Eine Anwendung des Mehrfachbarrierensystems unter Einschluß zusätzlicher ingenieurmäßiger Barrieren scheint sich jedoch in diesen Ländern unabhängig von der gewählten geologischen Formation immer mehr durchzusetzen. Beim kanadischen und amerikanischen Konzept erfolgt die Endlagerung der abgebrannten Brennelemente frühestens 10 Jahre nach Reaktorentnahme.

Ein bedeutend detaillierteres Konzept zur Endlagerung abgebrannter Brennelemente wurde im Rahmen des schwedischen KBS-Projektes erarbeitet. Auf die wesentlichen Aspekte dieses Endlagerkonzeptes, auch im Vergleich zum schwedischen Endlagerkonzept für verglaste Abfälle, wird im folgenden näher eingegangen.

Die Schweden gehen von einer Endlagerung der abgebrannten Brennelemente nach einer Zwischenlagerung von 40 Jahren aus. Dieser lange Zeitraum wird für die Sicherheit des Endlagers als notwendig angesehen, da dadurch die thermische Belastung des Gebirges und das Temperaturniveau des Versatzmaterials auf niedrigen Werten gehalten werden können.

Das schwedische Endlagerbergwerk ist für einen Anfall von 300 t Brennstoff pro Jahr ausgelegt, die Betriebszeit wird mit 30 Jahren angesetzt. Insgesamt werden damit nach Schließung des Endlagers etwa 9000 t abgebrannte Brennelemente in dem etwa 1 km² großen Grubenfeld untergebracht sein. Die spezifische Wärmebelastung liegt bei diesem Konzept bei etwa 55 kW/ha; die maximale Oberflächentemperatur der Brennelementbehälter tritt etwa 10 bis 20 Jahre nach der Einlagerung auf und beträgt 77 °C. Das Endlagerbergwerk verfügt über insgesamt vier Schächte. Als Abstand zwischen den einzelnen Bohrlöchern in einer Strecke wurde 6 m gewählt, der Abstand der Strecken zueinander beträgt 25 m.

Das KBS-Projekt verwendet für die Endlagerung das Mehrfachbarrierensystem, d.h. neben dem Abfallprodukt und dem Deckgebirge übernehmen weitere technische Einrichtungen eine Barrierenfunktion, um ein Eindringen von Radionukliden in die Biosphäre weitgehend auszuschließen. Man muß sich hierbei darüber im klaren sein, daß dieses Mehrfachbarrierenkonzept aus der extremen,

später etwas relativierten Forderung des "Stipulation Law" resultiert, nämlich den Nachweis zu führen, daß das gewählte Endlagerkonzept "absolut sicher" sei. Neben dem bereits in Kapitel 4.2.2.3 beschriebenen Kupferbehälter tritt als weitere technische Barriere das Versatzmaterial zum Verschließen der Bohrlöcher, Strecken und Schächte.

Ein gutes Versatzmaterial sollte nach Möglichkeit folgende Anforderungen erfüllen:

- Geringe Permeabilität, damit das Vordringen von Wasser zu den Abfällen verzögert wird.
- Gute Wärmeleitfähigkeit, damit die Wärme aus den Abfällen sicher an das Gebirge abgeführt werden kann.
- Gute Ionenaustauschfähigkeit, damit im Falle eines Lecks die Migration der Radionuklide wirkungsvoll verzögert wird.
- Gute Langzeitbeständigkeit.
- Gute Einbringungsmöglichkeit, damit die Hohlräume möglichst vollständig verfüllt werden.

Wie aus Abb. 5.1 zu entnehmen ist, wird für die verglasten Abfälle im Rahmen des KBS-Projektes eine Bentonit-Sand-Mischung (80-90 % Quarzsand, 10-20 % Bentonit) als Versatzmaterial verwendet. Bentonit ist ein spezieller Ton, der die oben angeführten Anforderungen - bis auf die gute Wärmeleitfähigkeit - ausgezeichnet erfüllt. Zur Verbesserung der Wärmeleitfähigkeit wird dem Bentonit Sand zugemischt. Im Falle der Endlagerung von abgebrannten Brennelementen ist nur im Bereich der Strecken und Schächte eine Bentonit-Sand-Mischung als Versatzmaterial vorgesehen, die zusätzlich im Bereich der Strecken noch mit 0,5 % Fe-Phosphat zur Bindung des freien Sauerstoffs versehen wird. Dadurch soll sichergestellt werden, daß der während der Einlagerung in das Endlager verschleppte Luftsauerstoff nach Schließung des Lagers gebunden und damit das Korrosionsverhalten der Kupferbehälter nicht ungünstig beeinflusst wird.

Im Bereich der Bohrlöcher werden im Falle der Endlagerung abgebrannter Brennelemente kompaktierte Bentonitringe und Scheiben eingesetzt, die gegenüber dem Bentonit-Sand-Gemisch einen weiteren Vorteil aufweisen: Kompaktierter Bentonit zeichnet sich durch einen sehr hohen Schwelldruck bei der Aufnahme von Wasser aus, so daß Spalte und Klüfte im Bereich der Bohrlöcher, die entweder durch das Bohren oder aufgrund von Wärmespannungen durch die eingelagerten Abfälle entstehen, wirkungsvoll verschlossen werden können und ein Wasserzutritt zu den Abfällen damit noch weiter erschwert wird. An der prinzipiellen Machbarkeit dieser Verfülltechnik bestehen keine Zweifel, jedoch dürfte noch sehr viel Detailarbeit erforderlich sein (z.B. Ausfüllen der Spalten zwischen Behälter bzw. Bohrlochrand und Bentonitringen), um allen Anforderungen, die an das Versatzmaterial gestellt werden, voll entsprechen zu können.

Interessant ist in diesem Zusammenhang, daß von der Barrierenfunktion der Bentonitringe bei der Sicherheitsanalyse kein Gebrauch gemacht wird. Dies unterstreicht den Konservatismus, mit dem das KBS-Projekt vorgeht, mag aber auch damit zusammenhängen, daß noch Entwicklungsarbeiten zum Nachweis der Funktionsfähigkeit erforderlich sind.

Für die back-up-Lösung (Korund-Behälter) lassen sich die Bentonitringe wahrscheinlich nicht verwenden, da nach Wasserzutritt der schwellende Bentonit unter Umständen zu hohe Scherkräfte auf den Behälter ausübt. Ein Endlagerkonzept für diesen Behälter existiert zur Zeit noch nicht.

Eine weitere Barriere stellt das Endlagerprodukt, d.h. der Brennstoff selbst dar. Hier wurde und wird bei der Diskussion um die Endlagerung abgebrannter Brennelemente argumentiert, daß über das Auslaugverhalten von abgebranntem Brennstoff vor allem im Vergleich zu verglasten Abfällen noch viel zu wenig bekannt ist und demzufolge noch keine Aussagen über das Verhalten von abgebrannten Brennelementen in einem Endlager möglich sind.

Hierbei muß man sich jedoch vor Augen halten, daß das von den Schweden konzipierte Endlager im Grunde genommen weitgehend ein trockenes Endlager ist, obwohl es in Granit errichtet werden soll. Demzufolge herrschen hier auch ganz andere Auflöseprozesse als in einem im Labor durchgeführten Auslaug-

experiment. Bei einer Fließgeschwindigkeit des Grundwassers von $0,2 \text{ l/m}^2 \cdot \text{Jahr}$ (hier handelt es sich schon um einen sehr pessimistischen Extremwert) reichen die mit dem Brennstoff in Kontakt kommenden Wassermengen gar nicht aus, um ihn entsprechend den Laborexperimenten auszulaugen. Der geschwindigkeitsbestimmende Mechanismus für das Auflöseverhalten des Brennstoffs ist im schwedischen Endlager aufgrund der geringen Wassermengen nicht der Auslaugvorgang an sich, sondern der Abtransport der gelösten Radionuklide in Verbindung mit der Löslichkeit der Radionuklide im Grundwasser. Dies führt dazu, daß selbst unter der pessimistischen Annahme, wonach das gesamte Uran von Beginn des Wasserkontaktes an in sechswertiger Form vorliegt, der Brennstoff erst nach $1,8 \times 10^6$ Jahren vollständig aufgelöst ist. Für die Sicherheitsanalyse wurde ein Wert von 5×10^5 Jahren verwendet.

Diese Annahmen können jedoch nicht ohne weiteres auf andere Projekte übertragen werden. Falls es zum Beispiel nach einem postulierten Wassereintrich in ein Salz-Endlager zu größeren Konvektionsströmungen kommen sollte, liegen grundsätzlich andere Verhältnisse vor. Diese Situation hätte bedeutend mehr Ähnlichkeit mit den in Laborexperimenten herrschenden Randbedingungen.

Mit den bereits zitierten konservativen Werten für die Behälterpenetration (10^5 Jahre) und das Auflösen des Brennstoffs sowie bei Vernachlässigung der Barrierenwirkung des Versatzmaterials wurde eine Sicherheitsanalyse im Rahmen des KBS-Projektes durchgeführt, die auch bezüglich der Rückhaltung der Radionuklide im umgebenden Felsgestein von sehr konservativen Werten ausging. Folgende jährliche Dosisbelastungen für einen Bewohner, der sein Trinkwasser aus einer in der Nähe des Endlagers befindlichen Quelle bezieht, wurden dabei berechnet:

Nuklid	max. Dosis	Zeit des Auftretens
J-129	0,4 mrem/a	1×10^5 Jahre
Ra-226		
Th-230	12 mrem/a	$6,9 \times 10^7$ Jahre
U-234 bis U-238		

Die berechneten Werte liegen damit weit unterhalb der natürlichen Strahlenbelastung.

Die KBS-Berichte, die sich mit der Endlagerung abgebrannter Brennelemente beschäftigen, sind in ihrer sicherheitstechnischen Betrachtung einseitig auf die Langzeitgefährdung durch das Endlager ausgerichtet. Betriebliche Störfälle während des Einlagerungsbetriebes werden nicht behandelt, sollen aber, wie schwedische Fachleute versicherten, in den nächsten Jahren verstärkt untersucht werden.

Bei der Konditionierung der Brennelemente werden die Strukturmaterialien wie Abstandshalter, Kopf- und Endstücke etc. gesondert verarbeitet und in Betonquader verpackt. Auf 7,5 t Brennstoff fällt dabei ein Betonwürfel mit einer Kantenlänge von 1,6 m und einem Gewicht von 10 t an.

Die Betonblöcke werden in einem separaten Endlager in 300 m Tiefe eingelagert. Das Verfüllen der Hohlräume erfolgt ähnlich wie beim Endlagerkonzept für abgebrannte Brennelemente.

Für die Realisierung dieses Endlagerkonzeptes wird von den Schweden ein Zeitrahmen von 40 Jahren angesetzt, der durch die lange Zwischenlagerung der Brennelemente vorgegeben ist. Unter dieser Randbedingung ist das Konzept zu realisieren. Bei der Einschätzung des KBS-Konzeptes muß man jedoch berücksichtigen, daß einige der hier vorgeschlagenen Techniken, wie z.B. die Verwendung von Bentonitringen, noch nicht Stand der Technik sind und daß eine technische Demonstration der Wirksamkeit dieser zusätzlichen Barriere noch aussteht.

Das schwedische Endlagerkonzept stellt auch nach Meinung der schwedischen Fachleute ein sehr aufwendiges Konzept dar, das allein unter den Randbedingungen des "Stipulation Law" zu verstehen ist. Es handelt sich dabei weder um ein optimiertes Konzept noch sind bisher wirtschaftliche Überlegungen in den Entwurf eingegangen. Es ist anzunehmen, daß - falls die Schweden sich für dieses Entsorgungskonzept entscheiden - mit fortschreitender Detaillierung und mit fortschreitendem Kenntnisstand über einige grundlegende Mechanismen (z.B. Auswirkungen der Radiolyse auf das Korrosionsverhalten) einige der extrem konservativen Ansätze gelockert werden können.

5.3 Referenzkonzepte für die Bundesrepublik Deutschland

Die Priorität für Steinsalzvorkommen als Lagerstätten für die Endlagerung radioaktiver Abfälle ergibt sich aus den günstigen geophysikalischen Eigenschaften von Steinsalz und der größeren Verfügbarkeit von Salinarformationen in der Bundesrepublik Deutschland im Vergleich zu anderen geologischen Formationen. Zwar sind kristalline Ergußgesteine (Granit, Basalt etc.) oder Sedimentgesteine (z.B. Ton) ebenfalls vorhanden, jedoch wird allgemein bezweifelt, ob sie von den Eigenschaften, von der Größe und schließlich auch von ihren Standorten her den Anforderungen an ein Endlager für radioaktive Abfälle in der gleichen Weise entsprechen können wie Salzstöcke.

Salzstöcke kommen demgegenüber in der Bundesrepublik Deutschland sehr häufig vor, vor allem in der norddeutschen Tiefebene. Manche dieser Salzstöcke werden wirtschaftlich genutzt.

Aus den seit mehr als hundert Jahren vorhandenen Erfahrungen des Kali- und Steinsalzbergbaus, der seit mehr als 60 Jahren durchgeführten Gewinnung von Erdöl und Erdgas sowie der in den letzten Jahren begonnenen Nutzung der Salzstockstrukturen für die Anlegung von Kavernen zur Einlagerung von Erdöl, Erdgas, Druckluft sowie anderer Medien resultiert ein Erfahrungsschatz, der für die Endlagerung von radioaktiven Abfällen in Steinsalzformationen genutzt werden kann.

Die nachfolgend genannten Eigenschaften sprechen für die Endlagerung radioaktiver Abfälle in Steinsalzschiechten:

- weitgehend plastisches Verhalten von Steinsalz- und Kalisalzschichten in den heute steil gelagerten Evaporitabfolgen
- weitgehende Undurchlässigkeit von Steinsalz und Kalisalzgesteinen gegenüber Lösungen und Gasen in völlig ungestörten Salzkörpern. Solche Verhältnisse dominieren gegenwärtig in den deutschen Zechstein-Evaporiten.
- leichtes Auffahren von Hohlräumen
- relativ gute Wärmeleitfähigkeit
- extrem niedriger Feuchtegehalt

Auf der anderen Seite darf natürlich nicht übersehen werden, daß Salz wasserlöslich ist und die bei Wasserzutritt entstehende Lauge sehr korrosiv für eine Reihe von Werkstoffen sein kann.

Am 22.2.1977 wurde von der niedersächsischen Landesregierung der Salzstock Gorleben im Landkreis Lüchow-Dannenberg als Standort eines Bundesendlagers vorgeschlagen. Dieser Salzstock ist in einem entsprechenden Gutachten als "eignungshöflich" bezeichnet worden. Zur Zeit wird ein umfangreiches geologisches, hydrogeologisches und hydrologisches Erkundungsprogramm durchgeführt, um die Struktur des Salzstockes und seiner Umgebung zu erforschen.

5.3.1 PTB-Konzept

Die gemäß Atomgesetz für die Endlagerung radioaktiver Abfälle zuständige Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) hat im Juli 1977 einen Antrag auf Planfeststellung für die Anlagen zur Sicherstellung und Endlagerung radioaktiver Abfälle in Gorleben gestellt. Gleichzeitig beauftragte sie das Konsortium Planung Endlagerung (KPE), auf der Basis des damals in Gorleben geplanten nuklearen Entsorgungszentrums ein Konzept für ein Endlager zu erstellen.

Da noch keine ausreichenden endlagerrelevanten Daten über den Salzstock Gorleben vorliegen, führten die Arbeiten des Konsortiums vorerst zu einem vom Standort unabhängigen Endlagerkonzept / 5.3 /.

Aufbauend auf den beim Betrieb der Versuchsanlage Asse gewonnenen Erfahrungen und dem gegenwärtigen Kenntnisstand wurde ein Konzept entwickelt, das von der Endlagerung aller bei der Wiederaufarbeitung anfallenden radioaktiven Abfälle, mit Ausnahme des Tritiums und des Kryptons, im Salzstock Gorleben ausgeht. Entsprechend der Größe des damals geplanten nuklearen Entsorgungszentrums sollten die Abfälle aus der Wiederaufarbeitung von 1400 t Brennstoff pro Jahr in das Endlager verbracht werden. Daraus ergab sich die folgende jährliche (tägliche) Anzahl von einzulagernden Abfallgebinden, wobei eine Betriebszeit von 230 Tagen pro Jahr angesetzt wurde:

Schwachaktive Abfälle ohne Zusatzabschirmung	11.000	(48) Fässer
schwachaktive Abfälle mit α -Strahlern und mittelaktive Abfälle in verlor- renen Betonabschirmungen (VBA)	12.000	(52) VBA
mittelaktive Abfälle in wiederverwendbaren Abschirmungen ("Kammer 8a-Technik")	5.000	(22) Fässer
wärmeentwickelnde mittelaktive Abfälle (Core-Bauteile, Brennelementhülsen, Feedklärslamm) in wiederverwendbaren Abschirmungen (Bohrlochlagerung)	5.000	(22) Fässer
verglaste hochaktive Abfälle in Stahlzylindern	1.760	(8) Behälter.

Mit Ausnahme der hochaktiven Abfälle sollten alle Abfälle in 400-Liter-Fässer verpackt werden. Für die verglasten hochaktiven Abfälle war ein Nutzvolumen der Stahlkokillen von 70 l vorgesehen.

Für den unmittelbaren Endlagerbereich wurde ein Sicherheitsabstand zu den Flanken des Salzstocks von 200 m und ein vertikaler Abstand zum Gipshut von mindestens 300 m festgelegt. Weitere Planungsvorgaben waren einschönliger Betrieb, eine Betriebszeit von 50 Jahren und - unter Berücksichtigung der natürlichen Gebirgstemperatur - Einlagerungsbereiche in ungefähr 900 m Tiefe.

Wie aus Abb. 5.2 zu entnehmen ist, ist das Endlagerfeld durch zwei Schächte, die voneinander einen Abstand von ca. 500 m haben, mit der Erdoberfläche verbunden. Schacht 1 ist zugleich ausziehender Wetterschacht (Abluft) und Transportschacht für die einzulagernden Abfälle, Schacht 2 ist einziehender Wetterschacht (Zuluft) und dient zugleich dem Materialtransport, dem Transport des abgebauten Salzes nach über Tage und der Personenbeförderung (Seilfahrt).

Nachdem die Schächte bis zur vorgesehenen Tiefe niedergebracht worden sind, werden an beiden Salzstockflanken in Längsrichtung des Salzstocks Strecken vorgetrieben, die zunächst der Erkundung und später als Fahrstrecken dienen. Nach dem Abschluß der Erkundung werden zwischen diesen Strecken die Einlagerungskammern bzw. Einlagerungsstrecken, beginnend in den schachtfernen Bereichen und fortschreitend in Richtung auf die Schächte, angelegt.

Das Konzept sieht vier verschiedene Arten der Abfallagerung vor:

Versturztechnik:

Schwachaktive Abfälle werden über eine Böschung abgekippt und mit losem Salz überschüttet (Abb. 5.3). Kammerabmessungen: 60 x 15 x 20,5 m.

Stapeltechnik:

Abfälle in verlorenen Betonabschirmungen (VBA) werden mittels eines Brückenkranes in die Kammer abgesenkt und gestapelt (Abb. 5.4). Kammerabmessungen: 100 x 15 x 20,5 m.

Absenktechnik:

Mittelaktive Abfälle werden durch ein Bohrloch in eine zylindrische Kammer abgesenkt (Abb. 5.5). Kammerabmessungen: Höhe 32,5 m, Durchmesser 15 m.

Bohrlochtechnik:

Hochaktive und wärmeentwickelnde mittelaktive Abfälle werden in Bohrlöcher abgesenkt, die senkrecht unter der Lagerstrecke in das Salz gebohrt worden sind. Tiefe der Bohrungen: 300 m. Durchmesser der Bohrungen: 0,9 m für mittelaktive Abfälle, 0,4 m für hochaktive Abfälle. Abstand zwischen den Bohrungen: 13 - 16 m für mittelaktive Abfälle, 50 m für hochaktive Abfälle (Abb. 5.6).

Nach der derzeitigen Planung werden die schwach- und mittelaktiven Abfälle im Westflügel, die hochaktiven und wärmeentwickelnden mittelaktiven Abfälle im Ostflügel eingelagert. Die angegebenen Daten bei den verschiedenen Lagerarten sind Bestandteil des standortunabhängigen Konzeptes, die nach der Erkundung des Salzstocks gegebenenfalls noch zu modifizieren sind.

Nach der Füllung einer Kammer bzw. Strecke mit Abfällen werden die verbleibenden Hohlräume mit losem Salz verfüllt und die Zugänge verschlossen. Nach Abschluß der Einlagerungen in einem Lagerfeld wird dieses mit einem Damm aus Beton und Ton abgedichtet. Zuletzt werden die verbleibenden Strecken und Schächte mit Salz und Beton verfüllt.

Für das ebenfalls bei der Wiederaufarbeitung anfallende tritiumhaltige Wasser ist die Beseitigung durch Verpressen in abgeschlossene und dichte unterirdische Schichten vorgesehen. Derartige Formationen sollten im Rahmen des Gorleben-Projektes durch Erkundungsbohrungen im Raum Lüchow-Dannenberg auffindig gemacht werden. Die Lagerung des abgetrennten Kryptons erfolgt in oberirdischen Bauwerken.

5.3.2 Endlager für abgebrannte Brennelemente

5.3.2.1 Vorgabedaten für das Endlagerbergwerk

Für die Zwecke dieser Studie wurden für das Endlagerbergwerk folgende Vorgaben gemacht:

- der Anfall an abgebrannten Brennelementen liegt bei 700 t Brennstoff pro Jahr, d.h. die Kapazität ist nur halb so groß wie beim PTB-Konzept
- die Betriebsdauer des Bergwerks soll wie beim PTB-Konzept 50 Jahre betragen
- für die Endlagerung der abgebrannten Brennelemente steht in einer Einlagerungsebene das gleiche Grubenfeld wie beim PTB-Konzept zur Verfügung (3,5 km²), d.h. die abgebrannten Brennelemente werden auch im Westflügel des Salzstocks eingelagert
- entsprechend dem amerikanischen Konzept wird nur ein Brennelement pro Bohrloch eingelagert
- als Abstand zwischen den Bohrlöchern in einer Strecke wurde aus bohrtechnischen Gründen und Gründen der Gebirgsstabilität (Auflockerung um das Bohrloch) 6 m gewählt. Unter Umständen sind auch geringere Abstände möglich, jedoch ist diese Frage noch nicht abschließend geklärt.

Aus der vorgegebenen Kapazität des Endlagers ergeben sich die folgenden jährlichen (täglichen) einzulagernden Abfallmengen:

- schwachaktive Abfälle ohne Zusatzabschirmung: 200 (1) Fässer
- konditionierte Brennelemente: 1300 (5-6) Behälter.

5.3.2.2 Technische Beschreibung des Endlagers

Obwohl für die Endlagerung der abgebrannten Brennelemente der Ost- und Westflügel des Salzstocks zur Verfügung steht - siehe Abb. 5.7 - ist das Grubenfeld bei der vorgegebenen Kapazität von 700 Jato nach 17,5 Jahren gefüllt. Um daher die vorgesehene Betriebsdauer von 50 Jahren erreichen zu können, müßten drei Einlagerungsebenen aufgefahren werden. Zunächst würde die tiefste Sohle in 930 m Tiefe angelegt - siehe Abb. 5.8. Nach Beendigung der Einlagerung in dieser Ebene und Verfüllung aller Hohlräume würde in 50 m Abstand die nächst höhere Sohle aufgefahren.

Gegen einen Mehrsohlenbetrieb bestehen keine grundsätzliche Bedenken, jedoch müßten sehr genaue Analysen über die daraus resultierenden thermischen und gebirgsmechanischen Konsequenzen durchgeführt werden. Erste Angaben dazu werden in Kapitel 5.4.6 gemacht. Es muß jedoch betont werden, daß bisher kein anderes Endlagerkonzept einen Mehrsohlenbetrieb vorsieht.

Das Grubenfeld wird durch zwei Schächte im Mittelfeld der Lagerstätte erschlossen. Einer dieser Schächte dient ausschließlich der Förderung der Brennelementbehälter in das Endlagerbergwerk. Er wird gleichzeitig als ausziehender Schacht für die Abwetter benutzt. Die Schächte werden im Bereich des Deckgebirges im Gefrierverfahren hergestellt. Durch eine Kombination von Stahlblechmantel mit einem Stahlbeton-Innenzylinder wird ein standfester und wasserdichter Ausbau in diesem Bereich hergestellt. Im Salzgebirge wird der Schacht konventionell abgeteuft und steht dort ohne Ausbau.

Das Auffahren des Grubenfeldes, das in Abb. 5.9 näher dargestellt ist, erfolgt mittels Streckenvortriebsmaschinen. Durch Auffahren der nördlichen und südlichen Flankenstrecken mit Querschnitten von 7 m Breite und 4 m Höhe wird die Lagerstätte bis hin zu den Feldesgrenzen aufgefahren und erschlossen. Zwischen diesen Flankenstrecken werden die Einlagerungsstrecken angeordnet;

sie erhalten einen Querschnitt von 8 x 8 m und sind 600 m lang. Bei Bohrloch-Abständen von 6 m sind pro Einlagerungsstrecke 90 Bohrlöcher anzuordnen. Unter Ansatz von fünf Abfallgebinden pro Tag ist eine Einlagerungsstrecke in 18 Tagen befüllt. Hieraus resultiert ein sehr konzentrierter Betrieb in insgesamt 12 Einlagerungsstrecken mit Streckenauffahrung, Bohren und Herrichten der Bohrlöcher, Einlagerung und Verfüllung. Der betriebliche Ablauf unter Tage ist in Abb. 5.10 dargestellt. Die Einlagerung wird in einer Betriebsschicht pro Tag durchgeführt, während der sonstige Bergwerksbetrieb über drei Schichten pro Tag abläuft.

Der Transport der konditionierten Brennelemente über Tage, im Schacht und unter Tage erfolgt in Typ-B-geprüften Abschirmbehältern. Ein Umladen der Brennelementbehälter zwischen der Konditionierungsanlage und der Einlagerung in ein Bohrloch ist nicht vorgesehen. Der betriebliche Ablauf entspricht der bereits im Zusammenhang mit der Zwischenlagerung in geologischen Formationen in Abb. 3.6 dargestellten Logistik.

Im Gegensatz zu den ausländischen Projekten erfolgt die Einlagerung der Brennelementbehälter mit einer speziellen Einlagerungsmaschine, die in Abb. 5.11 skizziert ist. Dadurch wird erreicht, daß die für den Transport verwendeten Fahrzeuge reine Trägerfahrzeuge ohne zusätzliche maschinelle Hilfseinrichtungen sein können. Die für die Einlagerung erforderlichen maschinentechnischen Einrichtungen verbleiben vor Ort und brauchen lediglich von Bohrloch zu Bohrloch umgesetzt zu werden.

Für die Einlagerung der Brennelementbehälter in die Bohrlöcher werden zwei Konzepte vorgeschlagen. Im ersten Fall - siehe Abb. 5.12 - übernimmt der Behälter, es handelt sich hierbei um einen gegenüber dem Referenzkonzept aus Kapitel 4.3.2.2 leicht modifizierten zweischaligen Behälter, eine Barrierenfunktion. Im anderen Fall - siehe Abb. 5.13 - soll die Barrierenfunktion von der Bohrlochverkleidung gewährleistet werden. Bei diesem Konzept ist außerdem als zusätzliche Barriere für den Fall einer Laugenmigration eine Hinterfüllung der Bohrlochverkleidung mit Bentonit vorgesehen. Der Vorteil des zweiten Konzeptes liegt vor allem darin, daß die Barrieren weitgehend vor der Einlagerung der Brennelementbehälter aufgebaut werden können und an die Brennelementbehälter selbst geringere Anforderungen gestellt werden können. Der freie Raum zwischen Bohrlochverkleidung und Brennelementbehälter kann bei Bedarf mit einem geeigneten Material verfüllt werden.

Beim ersten Einlagerungskonzept werden die Bohrlöcher nach Einlagerung der Brennelementbehälter mit Salz versetzt. Nach Beendigung der Einlagerung in einer Strecke erfolgt die Verfüllung und Verschließung der Strecke. Dazu wird Salz aus dem Streckenvortrieben verwendet, das mit Muldentransportern angeliefert und mit Planierraupen verteilt und verdichtet wird. Der Restquerschnitt wird durch Blasversatz verfüllt. In das Versatzmaterial werden auch die Fässer mit schwachaktiven Abfällen kontinuierlich eingebracht. Etwa 75 % des Streckenvortriebssalzes wird unter Tage als Versatzmaterial benötigt, die übrigen 25 % werden nach über Tage auf die Salzhalde verbracht, die insgesamt etwa 9 Mio m³ Salz aufzunehmen hat.

Lagerfelder und Schächte werden nach Abschluß des Einlagerungsbetriebes entsprechend dem PTB-Konzept verfüllt und abgedichtet.

5.3.2.3 Vergleich mit dem PTB-Konzept

Die wesentlichen Auslegungsdaten der beiden Endlagerkonzepte sind in Tab. 5.2 einander gegenübergestellt.

Wie bereits erwähnt wurde, besteht ein wesentlicher Unterschied bei den beiden Endlagerkonzepten in der erforderlichen Einlagerungsfläche, der trotz der auf die Hälfte reduzierten Kapazität zu einem Drei-Sohlen-Betrieb zwingt.

Bezieht man die Einlagerungsfläche auf die gleiche Brennstoffmenge, so wäre im Falle der direkten Endlagerung der abgebrannten Brennelemente mit diesem bisher nicht optimierten Konzept die sechsfache Einlagerungsfläche gegenüber der Endlagerung der Wiederaufarbeitungsabfälle erforderlich. Auf einige Varianten dieses Konzeptes wird in Kapitel 5.4.6.2 näher eingegangen.

Wesentliche Unterschiede bestehen auch bei den Einlagerungsbohrungen. Während im Falle der Endlagerung abgebrannter Brennelemente die Tiefe der Bohrungen nur 7,5 m beträgt, sind im PTB-Konzept 300 m vorgesehen.

Bei dem Endlagerkonzept für abgebrannte Brennelemente ist etwa das 2,5fache an Hohlraum aufzufahren wie beim PTB-Konzept. Das führt dazu, daß das Betriebspersonal im Endlager für abgebrannte Brennelemente vorwiegend mit der

Herrichtung der Einlagerungsstrecken und weniger mit der Einlagerung der Abfälle beschäftigt ist, während beim PTB-Konzept eher das Gegenteil der Fall ist.

Die übrigen Auslegungsdaten für die beiden Endlagerkonzepte zeigen keine signifikanten Unterschiede.

5.3.2.4 Zeitrahmen für eine technische Realisierung

Der Zeitrahmen für die technische Realisierung eines Endlagers für abgebrannte Brennelemente wird im wesentlichen bestimmt durch das Vorprojekt, das Genehmigungsverfahren sowie die anschließende Erstellung des Endlagerbergwerks. Die noch erforderlichen Forschungs- und Entwicklungsarbeiten können weitgehend parallel dazu durchgeführt werden.

Bei dem in Abb. 5.14 dargestellten Zeitplan für die Projektrealisierung wurde unterstellt, daß die bis zu Beginn des Planfeststellungsverfahrens vorliegenden Untersuchungsergebnisse zur Materialauswahl für den Behälter ausreichen, um bezüglich der Behälterentwicklung die sicherheitstechnische Realisierbarkeit dieses Entsorgungskonzeptes nachzuweisen.

Unter dieser Prämisse könnte die Inbetriebnahme des Endlagers zu Beginn des nächsten Jahrhunderts erfolgen. Sollten von den Genehmigungsbehörden weitergehende Forderungen gestellt werden, wie z.B. Demonstration des Konditionierungsverfahrens für abgebrannte Brennelemente vor Durchführung des Planfeststellungsverfahrens, dann würde sich der Zeitplan um etwa fünf Jahre nach hinten verschieben.

Gegenüber dem hier skizzierten Zeitplan hat das PTB-Konzept einen zeitlichen Vorsprung von etwa drei Jahren. Die Projektabwicklung selbst unterscheidet sich bei beiden Konzepten nicht wesentlich.

Abgesehen von den F+E-Arbeiten zum Verhalten des Brennstoffs im Endlager, zur Behälterentwicklung, den Arbeiten zur Bohrlochhinterfüllung und den spezifischen kerntechnischen Entwicklungsarbeiten für die Transport- und Einlagerungssysteme bestehen bei den restlichen Forschungs- und Entwicklungsarbeiten keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Entsorgungskonzepten.

Aufbauend auf dem bereits vorhandenen umfangreichen Kenntnisstand, der in den nächsten Jahren noch durch einige in der Entwicklung befindliche Modelle und Rechenprogramme bzw. durch zur Zeit laufende Untersuchungsprogramme abgerundet wird, müssen vorwiegend standortspezifische Untersuchungen an und in dem für die Errichtung des Endlagers vorgesehenen Salzstock durchgeführt werden. Mit den so ermittelten standortspezifischen geowissenschaftlichen Daten wird die Auslegung des Endlagers überprüft und gegebenenfalls modifiziert sowie der endgültige Sicherheitsnachweis für das beabsichtigte Endlagerkonzept geführt.

5.4 Vergleich der beiden Endlagerkonzepte

5.4.1 Emissionen im Normalbetrieb

Die Emissionen aus einem Endlager mit eingelagerten Wiederaufarbeitungsabfällen können zum gegenwärtigen Zeitpunkt nur auf der Basis von Modellannahmen oder durch Extrapolation der beim Betrieb der Versuchsanlage Asse gewonnenen Erfahrungen abgeschätzt werden. Eine Abschätzung der DWK ergab unter Zugrundelegung des ehemals in Gorleben geplanten Entsorgungszentrums die folgenden Werte / 5.4 /:

- | | | |
|------------------------|------------|--|
| - 5×10^3 Ci/a | Tritium | } Pufferlager für die Tritiumverpressung |
| < 10^{-3} Ci/a | B-Aerosole | |
| - 5 Ci/a | Krypton-85 | Kryptonlager |
| - 3 Ci/a | Tritium | Endlagerbergwerk |

Bei den beiden ersten Lagern handelt es sich um oberirdische Bauwerke. Neuere Daten der DWK / 5.5 / gehen von einer Tritium-Emission von $3,5 \times 10^3$ Ci/a aus dem Pufferlager aus.

Die Zahlenangaben für das Kryptonlager und für das Endlagerbergwerk bedürfen einer experimentellen Überprüfung. Zur Frage der Tritiumfreisetzung aus zementierten Brennelementhülsen wurde bereits im Kernforschungszentrum Karlsruhe ein Untersuchungsprogramm eingeleitet. Untersuchungen zur Frei-

setzung von Krypton aus Druckflaschen wurden bisher nicht durchgeführt, sollten jedoch nach Festlegung einiger noch offener Fragen wie Werkstoffauswahl, Ventilart etc. in Angriff genommen werden. In diese Untersuchungen sollten auch die in der Entwicklung befindlichen Verfahren zur Kryptonfixierung wie Einpressen in Zeolithe und Ionenimplantation eingeschlossen werden.

Im Falle der Endlagerung abgebrannter Brennelemente entfallen die beiden oberirdischen Bauwerke. Aus dem Endlager können im Normalbetrieb nur die Radionuklide austreten, die im Falle von Brennstabdefekten und Undichtigkeiten bei den Brennelementbehältern in das Abwetter des Endlagerbergwerks gelangen und damit nach über Tage geführt werden. Das Hauptnuklid ist in diesem Fall (siehe Freisetzungsfaktoren aus Kap. 4.4.1) das Krypton-85. Die Aktivität der anderen gasförmigen und leicht flüchtigen Spaltprodukte liegt um mehrere Größenordnungen niedriger als die Aktivität des Kryptons. Pro Curie Kr-85, die aus dem Endlager pro Jahr freigesetzt werden, beträgt die Emission an anderen Radionukliden unter Zugrundelegung der Freisetzungsfaktoren aus Kapitel 4.4.1

H-3	$4,7 \times 10^{-6}$ Ci/a
C-14	$7,1 \times 10^{-9}$ Ci/a
J-129	$1,1 \times 10^{-8}$ Ci/a.

Genauere Angaben über die voraussichtlichen Emissionen aus einem Endlagerbergwerk für abgebrannte Brennelemente können zur Zeit noch nicht gemacht werden, da dazu nähere Einzelheiten über die Auslegung der Brennelementbehälter, die Qualität der Schweißnähte etc. erforderlich sind.

Selbst wenn man als Extremfall von der unrealistischen Annahme ausgeht, daß in der Abluft des Bergwerks ständig die maximal zulässige Radionuklidkonzentration für beruflich strahlenexponierte Personen ($1,3 \times 10^{-5}$ Ci/m³ für Kr-85) erreicht wird, dann würden bei einer Wettermenge von 15.000 m³/min ca. 1×10^5 Ci Kr-85 pro Jahr freigesetzt. Dieser Wert liegt um etwa eine Größenordnung niedriger als die Kryptonemission aus dem ehemals in Gorleben geplanten Entsorgungszentrum. In der Praxis muß jedoch erreicht werden, daß die Kryptonemission aus dem Endlagerbergwerk bedeutend niedriger liegt. Aussagen über die Strahlenbelastung können erst nach Durchführung entsprechender Ausbreitungsrechnungen gemacht werden.

5.4.2 Strahlenbelastung des Betriebspersonals

Neben der Strahlenbelastung des Betriebspersonals durch gasförmige oder leicht flüchtige Radionuklide, die jedoch, wie in Kapitel 5.4.1 dargelegt wurde, noch nicht quantifiziert werden kann, ist das Betriebspersonal im Endlagerbergwerk auch der direkten Strahlung der nach unter Tage zu transportierenden und einzulagernden Abfallgebinde ausgesetzt.

Entsprechend den Angaben in Tab. 4.12 müssen für die beiden Entsorgungskonzepte bei einem angenommenen Jahresdurchsatz der Entsorgungsanlagen von 700 t folgende Anzahl von Abfallgebinden pro Jahr in das Endlager verbracht werden:

Wiederaufarbeitungsabfälle:	ca. 420 Glasblöcke
	ca. 11.000 Fässer mit mittelaktiven Abfällen (MAW)
	ca. 8.000 Fässer mit schwachaktiven Abfällen (LAW)
Abfälle aus der Brennelementkonditionierung:	ca. 1.300 Brennelemente
	ca. 200 Fässer mit schwachaktiven Abfällen

Die konditionierten Brennelemente, die Glasblöcke sowie etwa 50 % der MAW-Fässer müssen in speziellen wiederverwendbaren Abschirmbehältern transportiert werden, während bei den restlichen MAW-Fässern verlorene Betonabschirmungen (VBA) verwendet werden. Bei den wiederverwendbaren Abschirmbehältern, den verlorenen Betonabschirmungen sowie den Fässern mit schwachaktiven Abfällen darf die Dosisleistung an der Oberfläche bzw. in 1 m Abstand 200 mrem/h bzw. 10 mrem/h pro Abfallgebinde nicht überschreiten.

Betrachtet man zunächst nur die Einlagerung der hochaktiven Abfallprodukte, so bestehen in der Strahlenbelastung des Betriebspersonals gewisse Unterschiede zwischen den beiden Entsorgungsalternativen. Eine in einem Abschirmbehälter transportierte Glaskokille (Gesamtgewicht ca. 10 t) braucht während ihres gesamten Transports nach unter Tage nicht gekippt zu werden, da die relativ niedrige Bauhöhe von insgesamt nur etwa 2,5 m einen aufrechten Trans-

port im Bergwerk zuläßt. Im Falle der konditionierten Brennelemente ist ein mindestens zweimaliges Kippen der Transportbehälter unter Tage erforderlich, was aufgrund des Gewichts (insgesamt etwa 40 t) und der Länge (insgesamt etwa 6,3 m) mit einem gewissen Aufwand verbunden ist. Nach dem vorgeschlagenen Endlagerkonzept läuft außerdem der Absenkvorgang in das Bohrloch im Falle der konditionierten Brennelemente weniger automatisiert ab als im Falle der Glaskokillen, da sonst noch höhere Einlagerungsstrecken erforderlich wären. Aufgrund der längeren Aufenthaltszeiten dürfte die Strahlenbelastung des Betriebspersonals beim Transport und bei der Einlagerung eines konditionierten Brennelements etwa doppelt so hoch sein wie beim Transport und bei der Einlagerung einer Glaskokille.

Auf der anderen Seite führt natürlich der Sekundärabfall aus der Wiederaufarbeitung auch zu einer Strahlenbelastung des Betriebspersonals. Vorläufige Abschätzungen zeigen, daß bei den Wiederaufarbeitungsabfällen für den Transport nach unter Tage und die Einlagerung eines Abfallgebundes folgende maximalen Kollektivdosen zu erwarten sind:

Glaskokille	ca. 7	Mann-mrem
MAW-Faß in Abschirmbehälter	ca. 7	Mann-mrem
MAW-Faß in VBA	ca. 2,3	Mann-mrem
LAW-Faß	ca. 1	Mann-mrem

Diese Zahlenwerte gehen davon aus, daß bei allen Abfallgebunden die maximal zulässige Dosisleistung an der Oberfläche bzw. in 1 m Abstand voll ausgeschöpft wird. In Wirklichkeit dürfte jedoch die Strahlenbelastung über alle Abfallgebunde einer Abfallkategorie gemittelt niedriger liegen, da die Grenzwerte der Dosisleistung i.a. nicht bei allen Abfallgebunden erreicht werden. So betrug z.B. die Kollektivdosis bei der Einlagerung von Abfällen in verlorenen Betonabschirmungen bisher in der Asse pro Abfallgebunde maximal 0,6 Mann-mrem.

Unter Zugrundelegung der oben erwähnten Zahlen sowie der Anzahl an einzulagernden Abfallgebunden wird bei einem Jahresdurchsatz von 700 t bei der Einlagerung der Wiederaufarbeitungsabfälle eine Kollektivdosis von 62 Mann-rem erzielt. Im Falle der konditionierten Brennelemente würde dieser Wert etwa um den Faktor 3 niedriger liegen, jedoch ist hier unter Umständen mit einer zusätzlichen Belastung durch freigesetzte Spaltgase zu rechnen.

5.4.3 Betriebliche Störfälle und ihre Auswirkungen

Betriebliche Störfälle, d.h. Störfälle, die während des Einlagerungsbetriebes auftreten können, wurden für die Konzepte zur Endlagerung abgebrannter Brennelemente bisher nicht untersucht. Um auf diesem Gebiet einen Vergleich zwischen den beiden Entsorgungskonzepten durchführen zu können, müssen Störfallanalysen für die beiden Endlagerbergwerke durchgeführt werden.

Für das Bundesendlager für radioaktive Abfälle am Standort Gorleben wurde von der PTB eine Schwachstellenanalyse in Auftrag gegeben, deren Ergebnisse bald vorliegen dürften. Eine entsprechende Analyse sollte zu gegebener Zeit auch für das Endlager für abgebrannte Brennelemente erfolgen.

Um erste Anhaltswerte über die Folgen von schweren betrieblichen Störfällen im Falle der Endlagerung abgebrannter Brennelemente zu erhalten, wurde der Störfall "Absturz eines Behälters mit einem konditionierten Brennelement im Förderschacht" betrachtet und ohne Berücksichtigung von Schutzvorkehrungen und -maßnahmen analysiert.

Obwohl dieser Störfall sehr unwahrscheinlich ist, wurde er für die Berechnung der Störfallfolgen ausgewählt, weil sich daraus ein wesentlicher Unterschied zwischen den beiden Entsorgungskonzepten herleiten läßt.

Bei der Störfallbetrachtung wurde postuliert, daß ein mit einem konditionierten Brennelement beladener Typ-B-geprüfter Transportbehälter im Förderschacht abstürzt. Bei einer Fallhöhe von 863 m liegt bei Vernachlässigung von Stößen des Transportbehälters mit der Schachtwand, Schachteinbauten, Seilen etc. die Aufprallgeschwindigkeit im Schachtsumpf bei 130 m/s. Falls der Transportbehälter an der Schachtwand anstößt, besteht die Gefahr, daß der Behälter mit dem konditionierten Brennelement den Boden des Transportbehälters durchschlägt. In diesem Fall würde zuerst das konditionierte Brennelement im Schachtsumpf aufschlagen, gefolgt vom 30 t schweren Transportbehälter. Die gesamte kinetische Energie, die hierbei zur Deformation des Brennelementbehälters und der Brennstäbe zur Verfügung steht, beträgt 322 MJ.

Bei dieser Energieeinwirkung sind umfangreiche Schäden am Brennelementbehälter und an den Brennstäben zu erwarten. Mit einer Freisetzung der in den Brennstäben enthaltenen Spaltgase muß gerechnet werden. Ferner bilden sich beim Aufprall Brennstoffaerosole, die ebenfalls freigesetzt werden können. Eine deterministische Beschreibung des Schadensbildes ist nicht möglich. Leider fehlen auch experimentelle Ergebnisse zum Verhalten von Brennstofftabletten unter dem Einfluß derartiger mechanischer Einwirkungen sowie über die dabei auftretende Aerosolbildung.

Für die weiteren Betrachtungen wurde davon ausgegangen, daß nach dem Aufprall 1 % des Brennstoffs in Form von Aerosolen vorliegt und daß die Partikelverteilung der Aerosole einer logarithmischen Normalverteilung folgt, bei der 50 % aller Teilchen eine Teilchengröße $\leq 10 \mu\text{m}$ und 10 % aller Aerosole eine Partikelgröße $\leq 1 \mu\text{m}$ besitzen. Diese Annahmen sind sicherlich sehr konservativ, müßten jedoch experimentell abgesichert werden.

Die Freisetzungsberechnungen zeigen, daß die mit dem Abwetter nach über Tage transportierten Radionuklide zu einer starken radiologischen Belastung der Umgebung führen und daß zu dieser Belastung fast ausschließlich die Aerosole beitragen, während die freigesetzten Spaltgase nur eine untergeordnete Rolle spielen.

Die Belastung der Umgebung ist zu über 80 % auf die verschiedenen Pu-Isotope zurückzuführen, der Rest verteilt sich vorwiegend auf Strontium-90, Americium-241 und Curium-244.

Im Falle der Wiederaufarbeitungsabfälle, speziell der hochaktiven Glasblöcke, ist aufgrund der geringeren Plutoniummengen mit einer bedeutend niedrigeren radiologischen Belastung zu rechnen. Es muß jedoch hervorgehoben werden, daß das Plutonium nur dann wirksam werden kann, wenn wie im vorliegenden Fall große mechanische Energien einwirken, die zu einer starken Zerstörung der Brennstoffmatrix und zur Bildung von lungengängigen Pu-Aerosolen führen.

Ergänzend wurden für diesen Störfall thermische Rechnungen durchgeführt zur Bestimmung der maximalen Temperatur der Brennstoffbruchstücke im Bereich des Trümmerfeldes im Schachtsumpf. Für diesen Fall wurde postuliert, daß die Bewetterung ausgefallen ist und die Wärme nur über Strahlung und Naturkonvektion

abgeführt wird. Die Rechnungen zeigen, daß hierbei maximale Brennstofftemperaturen von 70 °C zu erwarten sind, so daß die Randbedingungen für einen Volloxidationsprozeß (siehe Kap. 4.4.1) nicht vorliegen.

5.4.4 Radiotoxizität der Abfälle

Die Abtrennung des Plutoniums und des Urans bei der Wiederaufarbeitung und deren Rezyklierung führt dazu, daß diese chemischen Elemente im Falle des integrierten Entsorgungskonzeptes in bedeutend geringeren Mengen in das Endlager verbracht werden als im Falle der direkten Endlagerung abgebrannter Brennelemente. Da gerade diese beiden Elemente bzw. ihre Folgeprodukte den Hauptteil der Langzeit-Radiotoxizität abgebrannter Brennelemente ausmachen, bestehen keine Zweifel, daß abgebrannte Brennelemente grundsätzlich eine höhere potentielle Langzeitgefährdung darstellen als Wiederaufarbeitungsabfälle.

Dieses Faktum kommt quantitativ z.B. in Abb. 5.15 zum Ausdruck, in der der Radiotoxizitätsindex, hier als "ingestion hazard" bezeichnet, für beide Abfallprodukte in seinem zeitlichen Verlauf dargestellt ist. Hierbei wird der "ingestion hazard" ermittelt durch Wichtung der Aktivität der Nuklidmischung mit der maximal zulässigen Konzentration der einzelnen Radionuklide in Wasser. Man erkennt sehr deutlich, daß langfristig (> 1000 Jahre) der Toxizitätsindex der Wiederaufarbeitungsabfälle um den Faktor 10 bis 100 (bzw. Faktor 3 bis 100 im Falle der thermischen Rezyklierung) niedriger liegt als der Toxizitätsindex der abgebrannten Brennelemente.

Oft wird zur Relativierung und Verdeutlichung der Toxizitätsindices von radioaktiven Abfällen ein Vergleich mit natürlichen Uranerzlagerstätten durchgeführt. Ein derartiger Vergleich wird in Abb. 5.16 für verglasten hochaktiven Abfall und konditionierte Brennelemente vorgenommen. Hierbei wird davon ausgegangen, daß der Abfall in kleinen Einheiten über eine große Endlagerschicht verteilt ist, wodurch sich aus der Endlagerkonfiguration eine Konzentrationsbegrenzung ergibt. In einem solchen Vergleich wird also gewissermaßen die "Radiotoxizitätskonzentration" im Endlagerfeld mit der "Radiotoxizitätskonzentration" einer gleichgroßen Uranerzlagerstätte verglichen. Basis für den in der Abbildung verwendeten relativen Toxizitätsindex ist hierbei ein Uranerz von 0,2 % U. Im Falle der Wiederaufarbeitungsabfälle fällt der Radiotoxizi-

tätsindex für die maßgebenden Aktiniden je nach Bohrlochabstand bereits nach weniger als 100 bzw. weniger als 1000 Jahren unter das Niveau des 0,2 %igen Uranerzes. Bei den abgebrannten Brennelementen wird bei einem Bohrlochabstand von 6 m das entsprechende Niveau nach etwa 2000 Jahren erreicht und bleibt praktisch bis 50.000 Jahre in dieser Größenordnung. Fordert man langfristig für beide Abfallarten das gleiche Toxizitätsniveau, müßte die Lagerfläche für abgebrannte Brennelemente etwa 10- bis 100mal so groß sein wie für hochaktive Abfälle.

Wenn bei der Konditionierung der Brennelemente der Hohlraum zwischen den Brennstäben und der Behälterwand mit Blei ausgegossen wird, so ist dessen chemische Toxizität größer als die langfristige Toxizität der Radionuklide im Brennstoff, den das Blei einhüllt.

Der Vergleich der radioaktiven Abfälle mit Uranerz dient nur der Veranschaulichung der Konzentrationsverhältnisse langlebiger toxischer Nuklide unter ähnlichen Bedingungen in einem Endlager und einer Uranerzlagerstätte. Eine Aussage über eine tatsächliche Gefährdung durch die beiden Endlagerkonzepte kann weder aus dem Toxizitätsindex noch aus Vergleichen mit Uranerzen hergeleitet werden. Dazu müssen die gesamten Mechanismen, die zu einer Freisetzung von Radionukliden aus dem Endlager führen können, betrachtet werden und die Auswirkungen eventuell freigesetzter Radionuklide auf die Umwelt bestimmt werden. Darauf wird in Kap. 5.4.8 eingegangen.

5.4.5 Kritikalität

Im Gegensatz zu einem Endlager für Wiederaufarbeitungsabfälle muß bei der Endlagerung abgebrannter Brennelemente der Frage der Kritikalität besondere Bedeutung beigemessen werden, da die abgebrannten Brennelemente noch erhebliche Mengen an spaltbarem Material enthalten. Im Normalzustand, d.h. bei einem intakten Endlager, sind aufgrund der großen Abstände zwischen den einzelnen Einlagerungspositionen Kritikalitätsprobleme von vornherein ausgeschlossen.

Zur Klärung der Kritikalitätsfrage wurde zunächst untersucht, ob konditionierte Brennelemente, die in einem trockenen Salzstock sehr dicht zusammengedrückt werden, ein Kritikalitätsproblem darstellen. Dieser Fall wurde vor

allem deswegen betrachtet, um zu demonstrieren, wie schwierig eine kritische Anordnung in einem Salzstock zu erzielen ist. Dabei wurde nicht der Frage nachgegangen, ob und gegebenenfalls wie überhaupt eine solche Konfiguration in einem Endlager entstehen kann.

Die entsprechenden Kritikalitätswerte k_{∞} für Brennelementbehälter in einem Salzstock sind in Tab. 5.3 angegeben. Die Größe k_{∞} beschreibt die Kritikalität für ein unendlich ausgedehntes System, z.B. ein großes Einlagerungsfeld. $k_{\infty} = 1$ bedeutet, das System ist kritisch, eine Kettenreaktion wäre möglich. Kritisch sicher ist ein System, wenn der Kritikalitätswert kleiner als 0,95 ist. Für die Kritikalitätswerte der Tab. 5.3 wurde der Parameter s , d.h. die Dicke der Salzschiebe zwischen den Brennelementbehältern variiert. Aus der Tabelle ist zu entnehmen, daß auch bei sehr dichtem Aneinanderliegen der Brennelementbehälter die Konfiguration weit unterkritisch ist, obwohl unrealistisch hohe Wassergehalte im Salz angesetzt wurden.

Als nächstes wurde der Störfall "Wassereintritt in das Endlager" betrachtet und untersucht, ob Brennstäbe, die sich in einer gesättigten Kochsalzlösung befinden, kritisch werden können. Auch hier wurde nicht der Frage nachgegangen, inwieweit in einem Endlager selbst bei schweren Störfällen überhaupt derartige Anordnungen auftreten können. Die Ergebnisse dieser Rechnungen sind für zwei Abbrände und eine Kühlzeit von zwei Jahren in Abb. 5.17 wiedergegeben.

Bereits bei Abbränden oberhalb von 10.000 MWd/t liegt selbst bei optimaler Moderation der Kritikalitätswert unter 0,95. Bei den von uns betrachteten Abbränden von 36.000 MWd/t ist bei optimaler Moderation mit einem maximalen k_{∞} von 0,75 zu rechnen, im Falle der intakten Brennelemente ($V_{\text{fuel}} : V_{\text{ges}} = 28 \%$) bzw. der Stabberührung ($V_{\text{fuel}} : V_{\text{ges}} = 58 \%$) nimmt der Kritikalitätswert sogar auf 0,65 ab. Der Kritikalitätswert hängt schwach von der Abklingzeit der Brennelemente ab. Er erreicht für Abbrände größer als 20.000 MWd/t ein flaches Maximum bei Abklingzeiten von ca. 5000 Jahren. Da für unseren Referenzabbrand bei zwei Jahren Kühlzeit der Kritikalitätswert bereits deutlich unter 0,9 liegt, wurde der Einfluß der Abklingzeit auf k_{∞} für diesen Fall nicht näher untersucht.

Als letztes wurde analysiert ob im Falle einer Brennstoffauflösung und einer Ansammlung der Spaltstoffe am Fuße eines Bohrlochs die Gefahr einer Kritikalität besteht. Damit hängt auch die Frage zusammen, wieviele Brennelemente aus Kritikalitätsüberlegungen pro Bohrloch eingelagert werden können.

Die Rechnungen zeigen, daß bei einer homogenen UO_2/PuO_2 -Mischung ein Kritikalitätsrisiko in einem Endlager für abgebrannte Brennelemente grundsätzlich nicht gegeben ist. In diesem Fall ist die kritische Masse unendlich. Erst wenn man eine selektive Plutoniumanhäufung postuliert, kann eine Kritikalität auftreten. Die für diesen Fall erforderlichen kritischen Massen an Plutonium bzw. die dafür erforderlichen Brennstoffmengen sind in Tab. 5.4 wiedergegeben.

Aus dieser Tabelle können die folgenden Schlußfolgerungen gezogen werden:

- Bezüglich der Kritikalitätssicherheit bietet ein Endlager für abgebrannte Brennelemente in Salz wesentliche Vorteile gegenüber einem Endlager in anderen geologischen Formationen, da Chlor ein starker Neutronenabsorber ist.
- Pro Bohrloch können ca. vier Brennelemente vom Typ Biblis eingelagert werden, ohne daß es selbst unter sehr konservativen Annahmen zu einer Kritikalität im Bohrloch kommen kann.
- Die Gefahr einer Kritikalität ist in einem Endlager für abgebrannte Brennelemente nur dann gegeben, wenn es zu einer selektiven Anreicherung des Plutoniums aus vielen Brennelementen kommt. Mechanismen, die zu diesem Vorgang führen könnten, sind nicht bekannt. Dieser Frage sollte jedoch noch weiter nachgegangen werden.

5.4.6 Thermische und thermomechanische Aspekte

Ein Vergleich der thermischen und thermomechanischen Aspekte für die beiden deutschen Referenzendlager ist nur bedingt zulässig, da, wie bereits erwähnt wurde, das Endlager für Wiederaufarbeitungsabfälle die doppelte Lagerkapazität (1400 jato x 50 a) besitzt wie das Endlager für abgebrannte Brennelemente (700 jato x 50 a). In Kapitel 5.4.6.2 wird daher ergänzend auch der Fall betrachtet, daß das Endlager für abgebrannte Brennelemente ebenfalls eine Lagerkapazität von 1400 jato x 50 a aufweist.

5.4.6.1 Referenzkonzepte

Folgende Varianten wurden bei der Untersuchung der thermischen und thermo-mechanischen Auswirkungen der beiden Endlagerkonzepte berücksichtigt:

BE 10 Endlagerung von Brennelementen nach 10 Jahren Zwischenlagerung
 BE 20 Endlagerung von Brennelementen nach 20 Jahren Zwischenlagerung
 BE 50 Endlagerung von Brennelementen nach 50 Jahren Zwischenlagerung

HAW 10 Wiederaufarbeitung nach 7 Jahren, Endlagerung der Abfälle nach weiteren 3 Jahren

HAW 20 Wiederaufarbeitung und Endlagerung der Abfälle nach 20 Jahren

HAW 50 Wiederaufarbeitung und Endlagerung der Abfälle nach 50 Jahren

HAW 10/rez. wie HAW 10, allerdings 2x rezyklierter Brennstoff.

Die Wiederaufarbeitungsabfälle schließen die wärmeerzeugenden mittelaktiven Abfälle ein.

Die Ergebnisse der Rechnungen lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- Die auf die Grundfläche des Salzstocks im Bereich der Einlagerungsfelder bezogene sehr viel höhere Einlagerungsdichte von Wiederaufarbeitungsabfällen gegenüber Brennelementen (siehe Tab. 5.5) führt verständlicherweise zu höheren Maximaltemperaturen im Salz, siehe z.B. Abb. 5.18, 5.19.
- Die Temperaturen an der Oberfläche der Abfallgebinde bleiben bei der Endlagerung von Brennelementen über mehrere tausend Jahre unter denen der Wiederaufarbeitungsabfälle, selbst wenn man eine Verrohrung der Bohrlöcher (vgl. Kap. 5.3.2.2) vorsieht, siehe Abb. 5.20.
- Durch die Wahl längerer Zwischenlagerzeiten lassen sich bei beiden Entsorgungskonzepten die maximalen Temperaturerhöhungen im Salz bzw. in den Abfallgebinden wesentlich reduzieren, siehe Abb. 5.20.

- Bei der Endlagerung von Brennelementen treten im Nahbereich wesentlich geringere Temperaturgradienten als bei der Endlagerung von Wiederaufarbeitungsabfällen auf, siehe Abb. 5.21.
- Nach langen Zeiten kommt das langsamere Abklingen der Nachzerfallswärme bei den Brennelementen zum Tragen (siehe Abb. 5.22), was dazu führt, daß nach etwa 3000 Jahren die Temperaturen im Endlager für Brennelemente höher liegen als im Endlager für Wiederaufarbeitungsabfälle, siehe Abb. 5.18, 5.19.
- Betrachtet man die Auswirkungen längerer Zwischenlagerzeiten (z.B. HAW 50, BE 50) auf die thermischen Verhältnisse im Endlager, so ergeben sich langfristig für die beiden Entsorgungsalternativen Unterschiede gegenüber dem jeweiligen Referenzfall. Während bei der Endlagerung von Brennelementen durch längere Zwischenlagerzeiten langfristig eine Temperaturabsenkung im Endlager zu erzielen ist, liegen die Temperaturen bei Wiederaufarbeitungsabfällen mit längeren Zwischenlagerzeiten vor der Wiederaufarbeitung langfristig höher als im Referenzfall - siehe Abb. 5.19 - was auf den stärkeren Aufbau von Americium-241 zurückzuführen ist.
- Die maximalen Temperaturerhöhungen an der Salzstockoberkante liegen bei 5 bis 10 °C und treten in allen Fällen erst nach etwa 2000 Jahren auf. An den Salzstockflanken ergeben sich nach etwa 3000 bis 5000 Jahren Temperaturerhöhungen von maximal 0,5 °C.
- Beim Auffahren einer dritten Einlagerungsebene im Endlager für abgebrannte Brennelemente beträgt die Temperaturerhöhung in diesem Bereich bereits etwa 8 °C. Genauere gebirgsmechanische Analysen müssen zeigen, ob unter diesem Aspekt ein Drei-Sohlen-Betrieb möglich ist.
- Die Konvergenz der Bohrlöcher ist bei den HAW-Kokillen bereits nach etwa einem Jahr, bei den konditionierten Brennelementen erst nach etwa 20 bis 50 Jahren erfolgt.

- Bei der Endlagerung der verglasten Wiederaufarbeitungsabfälle treten aufgrund der höheren Temperaturen und der stärkeren Konzentration der freigesetzten Wärme höhere Spannungen im Lagerbereich auf als bei der Endlagerung von Brennelementen. Nach den bisherigen Analysen ergeben sich daraus jedoch keine negativen Auswirkungen auf die Sicherheit des Endlagers. Hierzu sind allerdings noch genauere Untersuchungen erforderlich, insbesondere hinsichtlich des Einflusses von Inhomogenitäten im Salz.
- Die rechnerische Hebung der Erdoberfläche aufgrund der Wärmefreisetzung aus dem Endlager beträgt bei den Varianten HAW 10 und HAW 10/rez. maximal etwa 1,2 m und tritt nach etwa 500 Jahren auf. Bei der Variante BE 10 liegt dieser Wert bei etwa 0,9 m und wird erst nach einigen tausend Jahren erreicht. Nach Meinung von Fachleuten ist eine Gefahr für die langzeitige Integrität des Salzstocks durch eine solche temperaturbedingte Hebung auszuschließen / 5.6 /.

5.4.6.2 Alternative Endlager für abgebrannte Brennelemente

Ob eine Reduzierung des Bohrlochabstandes auf 3 m unter technischen und sicherheitstechnischen Gesichtspunkten zu vertreten ist, kann heute noch nicht abschließend beurteilt werden. Für das INFCE-Referenzendlager in Salz / 5.7 / wurde immerhin ein Bohrlochabstand von 3,3 m gewählt, so daß berechnete Hoffnung besteht, beim deutschen Referenzendlager für abgebrannte Brennelemente auch auf einen Bohrlochabstand von etwa 3 m übergehen zu können.

Unter Beibehaltung des Drei-Sohlen-Betriebes läßt sich bei 3 m Bohrlochabstand die gleiche Einlagerungskapazität erzielen wie beim Endlager der PTB, nämlich 1400 tato x 50 Jahre.

Die thermischen und thermomechanischen Rechnungen zeigen in diesem Fall die folgenden Ergebnisse:

- Die Maximaltemperaturen im Salz und an den Abfallgebänden (siehe Abb. 5.23) liegen immer noch deutlich unter denen der entsprechenden Varianten für die Wiederaufarbeitungsabfälle.

- Die Temperaturgradienten im Nahbereich sind immer noch wesentlich geringer als bei den Wiederaufarbeitungsabfällen.
- Bereits nach etwa 350 Jahren (BE 10⁺) bzw. 1600 Jahren (BE 50⁺) werden die Nahbereichstemperaturen der entsprechenden HAW-Varianten überschritten.
- Die Temperaturen in den (verfüllten) Einlagerungsstrecken werden höher als bei der HAW-Lagerung. Bei der Variante BE 10⁺ werden maximal 120 °C erreicht.
- Die Temperaturerhöhungen an der Salzstockoberkante nehmen gegenüber den HAW-Varianten leicht zu ($\Delta T_{\max} = 11 \text{ °C}$ bei BE 10⁺), ebenso im Bereich der Salzstockflanken ($\Delta T_{\max} = 1 \text{ °C}$).
- Beim Auffahren der dritten Einlagerungsebene ist bereits eine Temperaturerhöhung von 16 °C in diesem Bereich zu verzeichnen.
- Die Bohrlochkonvergenz wird in etwa 10 bis 30 Jahren erfolgen.
- Die rechnerische Hebung der Erdoberfläche beträgt maximal 2 m und ist zu 90 % nach etwa 1000 Jahren erreicht. Das entspricht in etwa der gleichen mittleren Aufstiegsgeschwindigkeit wie bei der Variante HAW 10.

Aufgrund der beträchtlichen Temperaturerhöhung in der dritten Einlagerungsebene dürfte ein Mehrsohlenbetrieb bei 3 m Bohrlochabstand mit 10 Jahre gekühlten Brennelementen nicht möglich sein. Um trotzdem die gleiche Einlagerungskapazität wie beim PTB-Konzept zu erzielen, müßten die Brennelemente entweder länger zwischengelagert werden (mindestens 30 Jahre), oder man müßte mehrere Brennelemente pro Bohrloch einlagern und könnte damit auf einen Mehrsohlenbetrieb verzichten.

Wie in Kapitel 5.4.5 gezeigt wurde, ist eine ausreichende Kritikalitätssicherheit gegeben, wenn nicht mehr als vier abgebrannte Brennelemente pro Bohrloch eingelagert werden. Die weiträumigen thermischen und thermomecha-

nischen Auswirkungen eines derartigen Endlagerkonzeptes dürften bei z.B. drei Brennelementen pro Bohrloch keine wesentlichen Unterschiede zu dem Konzept mit den drei Einlagerungsebenen zeigen. Die Verhältnisse im Nahbereich und im Bereich der Pfeiler und Strecken sind jedoch noch zu analysieren. Tab. 5.6 faßt die wesentlichen Auslegungsgrößen des Referenzkonzeptes und der beiden Alternativkonzepte in einer vergleichenden Darstellung zusammen.

An dieser Stelle sei jedoch darauf hingewiesen, daß die Ergebnisse der vorliegenden Modellrechnungen zum thermischen Verhalten eines Endlagers mit Wiederaufarbeitungsabfällen bzw. mit abgebrannten Brennelementen nicht verallgemeinert werden dürfen. Gemeinsame Basis des Vergleichs war in diesem Fall eine vorgegebene Grundfläche eines Salzstocks, die für die Endlagerung zur Verfügung stehen sollte. Es sind durchaus auch andere Endlagerkonzepte für Wiederaufarbeitungsabfälle denkbar, bei denen von Anfang an vergleichbare oder sogar niedrigere Temperaturen als im Falle der Endlagerung abgebrannter Brennelemente auftreten.

5.4.7 Stabilität der Abfallprodukte im Endlager

Die ungünstigsten Bedingungen liegen in einem Endlager für die Abfallprodukte vor, wenn durch den sehr unwahrscheinlichen aber postulierten Störfall "Wassereinbruch über den Schacht" die Abfälle in den noch nicht verfüllten Bohrlöchern in Kontakt mit der eingedrungenen Salzlauge kommen. Zunächst wird es sich bei der Lauge um eine gesättigte NaCl-Lösung handeln, im Laufe der Zeit kann sich jedoch die gesättigte Kochsalzlösung bei Vorliegen von Carnallititschichten in eine $MgCl_2$ -haltige Salzlösung (quinäre Lauge) umwandeln.

Postuliert man ferner, daß bei diesem Störfall das gesamte Bergwerk vollgelaufen ist, dann sind die Abfälle in 900 m Tiefe einem hydrostatischen Druck von maximal 120 bar ausgesetzt. Die Oberflächentemperaturen der Abfallgebände liegen, wie in Kapitel 5.4.6.1 gezeigt wurde, bei maximal 200 °C.

Die folgenden Ausführungen geben entsprechend dem derzeitigen Kenntnisstand wieder, wie sich die reinen Abfallprodukte ohne Berücksichtigung der Verpackung unter diesen Bedingungen verhalten. Die Ergebnisse beziehen sich dabei im wesentlichen auf Untersuchungen, die im Labor durchgeführt wurden.

Borosilikatglas

Weltweit wird heute für die Verfestigung der hochaktiven Wiederaufarbeitungsabfälle Borosilikatglas in die engere Wahl gezogen. Auslaugergebnisse aus verschiedenen Instituten - siehe Tab. 5.7 - deuten darauf hin, daß Borosilikatglas unter hydrothermalen Bedingungen bei 150 bis 200 °C sehr schnell eine Reaktionszone an der Oberfläche von 50 bis 100 µm bildet. Nach anfänglich (in einigen Tagen) beträchtlichem Gewichtsverlust von ca. 2 % konnte bisher (bis zu 90 Tagen, der bisher längsten Versuchszeit) keine weitere Auflösung festgestellt werden. Bei 350 °C, einer Temperatur, die im Endlager jedoch nicht zu erwarten ist, zersetzt sich Borosilikatglas schon in relativ kurzer Zeit unter mehr oder weniger vollständigem Verlust der Glasstruktur.

Für eine vollständige Vorhersage über das Langzeitverhalten von Borosilikatgläsern reichen die Untersuchungsergebnisse noch nicht aus. Vor allem fehlt es an quantitativen Analysen der unter hydrothermalen Bedingungen mobilisierten Bestandteile des Glases und der kristallinen Phasen, um das Verhalten der Abfallform auf lange Zeiten extrapolieren zu können. Entsprechende Versuche laufen zur Zeit.

Die bisher durchgeführten Auslaugexperimente unter hydrothermalen Bedingungen wurden fast ausschließlich an simulierten Gläsern durchgeführt. Über Auslaugexperimente an Gläsern, die echten hochaktiven Abfall enthalten, liegen wegen der schwierigen Experimentiermöglichkeiten noch vergleichsweise wenig Ergebnisse vor. Bei vergleichenden Untersuchungen (Raumtemperatur, Wasser) konnten bisher keine signifikanten Unterschiede in den Eigenschaften von simulierten und aktiven Gläsern beobachtet werden. Durch gezielte Einzelexperimente konnte darüberhinaus nachgewiesen werden, daß die von der Strahlung ausgehende Belastung (α -Teilchen, Rückstoßkerne, Transmutationseffekte) zu keinen nachteiligen Folgen für das Produkt führt.

Zusammenfassend kann aufgrund der vorliegenden Ergebnisse über die Stabilität von Borosilikatglas unter Endlagerbedingungen der folgende vorsichtige Schluß mit der Einschränkung hinsichtlich der Langzeitvoraussagen gezogen werden:

- Borosilikatglas mit bis zu 20 % Abfalloxiden in einem Edelstahlbehälter stellt eine endlagerfähige Abfallform dar. Nennenswerte Nachteile des Borosilikatglases treten erst bei höheren Temperaturen in Erscheinung. Das derzeitige Endlagerkonzept sieht maximale Temperaturen des Glases bis zu 200 °C vor. Aus Stabilitätsgründen für das Endlager und den Salzstock ist die Senkung der Maximaltemperatur in der Diskussion. Dies würde auch der Stabilität des Glases zugute kommen.

Es ist anzunehmen, daß man Produkte entwickeln und weiterentwickeln kann, die unter gewissen geochemischen Bedingungen noch bessere Eigenschaften aufweisen als Glas. Es fehlen zur Zeit aber Ergebnisse, die eine Überlegenheit oder spezielle Vorteile von Alternativprodukten (Glaskeramik, Supercalcine, Ionenaustauscher, Synrock) bzw. ihre Notwendigkeit für die Endlagerung nachweisen.

In diesem Zusammenhang ist die Frage nach der Wichtigkeit der Auslaugresistenz als stabilitätsbestimmender Parameter zu stellen. Zur Beantwortung dieser Frage müssen alle Barrieren bei der Freisetzung von Radionukliden aus dem Endlager bis hin in die Biosphäre auf ihre Rückhaltewirkung beurteilt werden.

α-Abfälle

Auf dem Gorleben-Hearing wurde von den Kritikern angeführt, daß in der Bundesrepublik Deutschland dem Problem der Beseitigung der aus der Wiederaufarbeitung bzw. MOX-Refabrikation stammenden α-Abfälle bisher zu wenig Bedeutung beigemessen worden sei. Dazu ist zu bemerken, daß bereits Untersuchungsprogramme durchgeführt werden, um in den nächsten Jahren belastbare Aussagen über das Verhalten dieser Abfälle unter Endlagerbedingungen zu erhalten. Darüberhinaus sind alternative Konditionierungsverfahren in der Entwicklung, die stabilere Produkte liefern, falls das für einige α-haltigen Abfallströme erforderlich sein sollte. Schließlich wird auch an der Aufgabe ständig weitergearbeitet, α-haltige Abfälle als gesondertem Abfallstrom zu vermeiden bzw. die Menge dieser Abfälle zu verringern.

Brennstoff

Im Gegensatz zu den Borosilikatgläsern ist über das Auslaugverhalten von Brennstoff noch relativ wenig bekannt. Zwischen beiden Abfallprodukten gibt es einen wesentlichen Unterschied: Der abgebrannte Brennstoff ist sehr viel heterogener als verglaste HAW.

Während des Reaktorbetriebes kommt es im Brennstoff aufgrund des starken Temperaturgradienten zu einer Spaltproduktwanderung und einer Spaltproduktfreisetzung, die beide stark von der Stableistung abhängen. Während sich die freigesetzten gasförmigen Spaltprodukte im Spaltgasplenum sammeln, kondensieren die freigesetzten flüchtigen Spaltprodukte, insbesondere Cäsium, Tellur und Jod, an den kälteren Oberflächenschichten des Brennstoffs oder im Spalt zwischen Brennstoff und Hüllrohr. Ein Teil der dabei gebildeten chemischen Verbindungen besitzt salzartigen Charakter bzw. ist hygroskopisch und löst sich daher relativ schnell in einem Auslaugmedium. Abschätzungen zeigen, daß sich bei Brennstäben von Leistungsreaktoren selbst nach sehr hohen Abbränden einige Prozent, maximal 10 %, der gebildeten flüchtigen Spaltprodukte in diesem Bereich befinden und demzufolge bei Angriff eines Auslaugmediums schnell ausgelaugt werden sollten. Nach dem Auslaugen und dem Abtransport dieses Anteils an leicht flüchtigen Spaltprodukten sollte die Auslaugrate dann deutlich zurückgehen.

Bisher wurden Auslaugversuche an Brennstoff in den USA, Kanada und Schweden durchgeführt. Die Untersuchungen erfolgten vorwiegend in Wasser bei 25 °C und 60 °C. Die Untersuchungsergebnisse bestätigen die von der Naßlagerung defekter Brennelemente bereits bekannte Tatsache, daß unter diesen Bedingungen nur mit einer sehr geringen Auslaugung des Brennstoffs zu rechnen ist.

Im einzelnen zeigten die Versuchsergebnisse, daß entsprechend den theoretischen Überlegungen zunächst eine starke Cäsium-Auslaugung erfolgt. Bei Stäben, die bei normaler Stableistung bestrahlt worden waren, wurden einige Prozent des gebildeten Cäsiums kurzfristig ausgelaugt. Bei Stäben mit hoher Stableistung, die jedoch nicht mehr charakteristisch ist für einen Leichtwasserreaktor, lagen die Werte deutlich höher. Andere Nuklide zeigten wesent-

lich geringere Auslaugraten. Bei einem kanadischen Versuch, der über 900 Tage lief, wurden weniger als 1 % des gebildeten Plutoniums, Americiums, Curiums, Ruthens und Urans ausgelaugt / 5.8 /.

Ein in verschiedenen Salzlösungen durchgeführter Vergleichstest zwischen einem Zinkborosilikatglas mit 20 % HAW-Oxiden und Brennstabproben zeigte, daß die Plutonium- und Curium-Auslaugraten in beiden Fällen sehr niedrig lagen, wobei das Glas i.a. etwas günstigere Werte aufwies / 5.9 /.

Da die bisher vorliegenden Untersuchungsergebnisse keine Aussage über das Verhalten von Brennstoffproben in Salzlauge bei hohen Temperaturen und hohen Drücken zuließ, wurden im Rahmen der Studie einige orientierende Auslaugversuche an Brennstabproben durchgeführt, die unter repräsentativen Bedingungen im Kernkraftwerk Obrigheim bestrahlt worden waren. Die Auslaugexperimente erfolgten bei einem Druck von 100 bar und Temperaturen von 100 und 200 °C in quinärer Lauge und gesättigter Steinsalzlösung.

Bei den bisher längsten Versuchszeiten von 30 Tagen wurde zwischen 1 und 1,5 % des Cäsium-Inventars ausgelaugt, wobei der größte Teil davon bereits nach 6 Tagen vorlag. Die Auslaugrate von Jod lag in der gleichen Größenordnung, während für Strontium Werte um 10^{-2} % gemessen wurden. Andere leicht flüchtige Nuklide wie Cer und Ruthen konnten nicht nachgewiesen werden.

Rein optisch ist die Brennstoffmatrix von der Lauge so gut wie nicht angegriffen worden. Die Uran-Auslaugung ist bisher extrem niedrig und liegt nach Versuchszeiten von 30 Tagen bei 10^{-3} bis 10^{-4} %.

Obwohl diese Ergebnisse nur erste Anhaltswerte liefern, kann doch der vorsichtige Schluß gezogen werden, daß unter vergleichbaren Bedingungen der abgebrannte Brennstoff in Salzlauge bei hohen Temperaturen und Drücken bisher kein schlechteres Verhalten zeigt als Borosilikatglas. Ob diese Aussage jedoch auch für lange Auslaugzeiten aufrechterhalten werden kann, wird sich erst nach Durchführung von Auslaugexperimenten mit längeren Versuchszeiten erweisen.

5.4.8 Langzeitgefährdung

Um Aussagen zur Langzeitgefährdung durch die beiden alternativen Endlagerkonzepte machen zu können, wurden keine eigenen Analysen durchgeführt, sondern es wurde die auf diesem Gebiet vorhandene Literatur kritisch ausgewertet.

Wie bereits in Kapitel 5.4.4 erwähnt wurde, läßt sich durch einen Vergleich der Toxizitätsindices der beiden Entsorgungsalternativen nicht auf die tatsächliche Gefährdung schließen, die von den beiden Endlagern ausgeht. Natürlich spielen Menge und Art der eingelagerten Radionuklide, ihre Toxizität und ihre Halbwertszeit eine Rolle, aber mindestens ebenso wichtig ist der physikalisch/chemische Zustand der Abfallprodukte und der Radionuklide nach ihrer Auslaugung sowie vor allem die Wirksamkeit der Barrieren, die sich zwischen den Abfällen und der Biosphäre befinden. Eine Gefährdung durch die eingelagerten Abfälle läßt sich praktisch nur dadurch quantifizieren, daß man die Freisetzung von Radionukliden aus dem Endlager nach einem postulierten Störfall berechnet und daraus die radiologische Belastung bestimmt, der eine kritische Gruppe oder die Gesamtbevölkerung langfristig aufgrund dieses Störfalls ausgesetzt ist. Ein Vergleich mit der natürlichen Strahlenbelastung muß dann zeigen, ob das Risiko, das von den eingelagerten Abfällen ausgeht, toleriert werden kann.

Die meisten bisher durchgeführten Sicherheitsanalysen für Endlager in Salzformationen betrachten primär eingelagerte Wiederaufarbeitungsabfälle. Die Analysen zeigen übereinstimmend, daß bei allen postulierten Störfällen die Transportzeiten für die Radionuklide aus dem Endlager in die Biosphäre - oft ein nahe gelegener Fluß - extrem lang sind und daß alle Aktiniden zerfallen sind, bevor die gelösten Radionuklide die Biosphäre erreichen.

Daher liegen die berechneten Strahlendosen, die in ferner Zukunft ($>5 \times 10^5$ Jahre) auftreten, im Falle konservativer Freisetzungsmodelle ungefähr bei 1 % der natürlichen Strahlenbelastung und bei viel geringeren Werten (bis herunter zu 0,001 % der natürlichen Strahlenbelastung) im Falle realistischer Freisetzungsmodelle. Die radiologische Belastung ist vor allem auf das Isotop Radium-226 zurückzuführen, ein Tochterisotop von Uran-238. Aufgrund der größeren Uranmenge in den Brennelementen gegenüber den Wiederaufarbeitungs-

abfällen ist daher bei der Endlagerung abgebrannter Brennelemente mit einer höheren Strahlenbelastung zu rechnen als bei der Endlagerung von Wiederaufarbeitungsabfällen. Entsprechende Analysen zeigen eine etwa um den Faktor 10 höhere radiologische Belastung, aber selbst hierbei liegen die Strahlendosen unter bzw. im Bereich der natürlichen Strahlenbelastung.

Eine größere oder kleinere Auslaugrate der Abfallprodukte bzw. eine längere oder kürzere Lebensdauer der Abfallbehälter spielt aufgrund der langen Transportzeiten der Radionuklide durch die den Salzstock umgebenden geologischen Formationen keine oder nur eine untergeordnete Rolle.

Zusammenfassend lassen sich für einen Vergleich der Langzeitgefährdung durch beide Endlagerkonzepte folgende Schlußfolgerungen ziehen:

- Die bisher durchgeführten Sicherheitsanalysen für die Endlagerung radioaktiver Abfälle in geologischen Formationen zeigen, daß die Transportzeiten von Radionukliden aus einem gestörten Endlager in die Biosphäre extrem lang sind und oft Vielfache von 10^6 Jahren betragen.
- In diesen Zeiträumen sind neben den Spaltprodukten auch wichtige Aktiniden wie Plutonium und Americium vollständig zerfallen.
- Die radiologische Belastung der in diesen Zeiträumen lebenden Generationen ist fast vollständig auf das Radium-226 zurückzuführen, ein Tochterisotop des Uran-238.
- Die radiologische Belastung durch endgelagerte Brennelemente ist daher höher als im Falle der Wiederaufarbeitungsabfälle, die nur geringe Mengen Uran enthalten.
- Die berechneten Strahlendosen liegen im Falle der abgebrannten Brennelemente trotzdem noch unter oder im Bereich der natürlichen Strahlendosis, wenn konservative Modelle und Eingangsgrößen verwendet werden bzw. sogar weit unterhalb der natürlichen Strahlenbelastung, wenn realistischere Annahmen gemacht werden.

- In der Langzeitgefährdung gibt es demzufolge zwischen den beiden Entsorgungsalternativen nur graduelle Unterschiede, wobei die endgelagerten Brennelemente eine geringfügig höhere Gefährdung darstellen.
- Nur für den unwahrscheinlichen Fall, daß durch irgendwelche Freisetzungs- und Transportmechanismen Radionuklide aus dem Endlager in einen Brunnen gelangen, der in unmittelbarer Nähe des Endlagers gebohrt wurde, kann im Fall der verglasten Abfälle die zulässige Konzentration an Radionukliden in Trinkwasser erreicht bzw. im Falle der abgebrannten Brennelemente überschritten werden. Ein Bezug auf die Trinkwasserqualität ist in diesem Fall jedoch nur sinnvoll, wenn die aus dem Salzstock stammende Lauge so stark verdünnt wird, daß auch bezüglich des Chlorgehaltes Trinkwasserqualität erreicht wird.

Bei den Analysen zur Langzeitgefährdung durch die beiden alternativen Entsorgungskonzepte wurde bisher vorwiegend die Nachbetriebsphase des Endlagerbergwerkes, d.h. der Zeitraum nach dem Verfüllen und Versiegeln von Strecken und Schächten betrachtet. Über die Auswirkungen von Störfällen, die während der Betriebsphase des Bergwerks auftreten und unter Umständen die Integrität des Endlagers gefährden, liegen bedeutend weniger Ergebnisse vor. Hierzu sollten in den nächsten Jahren für beide Endlagerkonzepte vergleichende Untersuchungen durchgeführt werden.

5.4.9 Kosten

Über die Kosten der Endlagerung können zum jetzigen Zeitpunkt für die beiden Entsorgungskonzepte noch keine Angaben gemacht werden, da dazu bedeutend detailliertere Unterlagen über die beiden Endlagerkonzepte erforderlich sind als zur Zeit vorliegen.

Erste vorläufige Überschlagsrechnungen für das Auffahren des Endlagerbergwerkes und der Einlagerungsstrecken bzw. -kammern zeigen, daß beim Referenzendlager für abgebrannten Brennelemente etwa 10 % höhere Investitionskosten für ein von der Kapazität her halb so großes Endlager erforderlich sind als beim Endlager der PTB. Auf die gleiche Kapazität bezogen würden sich daher

die Investitionskosten für das Endlager für abgebrannte Brennelemente mindestens doppelt so hoch belaufen wie für das Endlager für Wiederaufarbeitungsabfälle.

Diese vorläufigen Zahlenangaben können sich jedoch noch grundlegend ändern, wenn beim Endlager für abgebrannte Brennelemente ebenfalls auf einen Einsohlenbetrieb mit kürzeren Bohrlochabständen übergegangen werden kann.

5.5 Erforderliche Forschungs- und Entwicklungsarbeiten

Ergänzend zu den Forschungs- und Entwicklungsarbeiten, die in den nächsten Jahren auf dem Gebiet der Endlagerung radioaktiver Abfälle vor allem in Hinblick auf das Endlager Gorleben geplant sind, sollten folgende spezielle Themen bearbeitet werden, um die Mitte der achtziger Jahre geplante sicherheitstechnische Beurteilung der beiden Entsorgungskonzepte durchführen zu können:

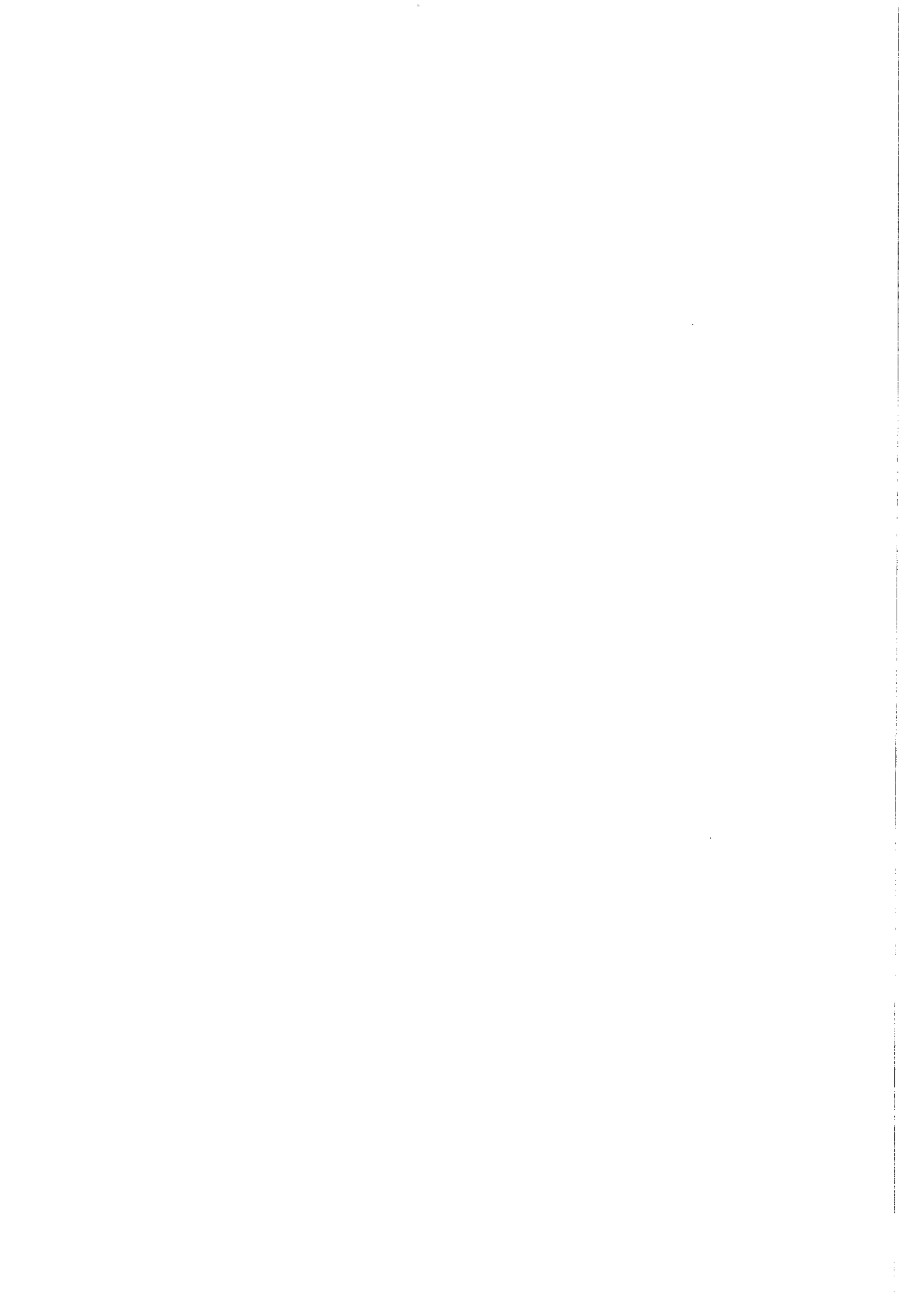
- | | |
|--|---|
| 1. Brennstoff | - Fortsetzung der Auslaugexperimente an abgebrannten Brennstäben
- Besteht die Möglichkeit einer selektiven Pu-Anreicherung im Endlager im Störfall? |
| 2. Versatzmaterial | - Kann das Versatzmaterial einen Beitrag zur Sicherstellung der Langzeitintegrität des Brennelementbehälters leisten? |
| 3. Bergbautechnik | - Welcher minimale Bohrlochabstand ist technisch und sicherheitstechnisch zu realisieren, vor allem auch im Hinblick auf eine Einlagerung von mehreren Brennelementen pro Bohrloch? |
| 4. Thermische und thermomechanische Analysen | - Temperaturen im Endlager bei Einsohlenbetrieb, 3 m Bohrlochabstand und 3 Brennelementen pro Bohrloch
- Detaillierte Analysen zum Dreisohlenbetrieb |

- 5. Endlager
 - Vorprojekt für ein Endlager für abgebrannte Brennelemente

- 6. Sonstige Analysen
 - Schwachstellenanalyse für das Endlager entsprechend der Analyse für das PTB-Konzept
 - Sicherheitsanalyse für das Endlager mit den Methoden des PSE.

Literatur zu Kapitel 5

- / 5.1 / Report to the President by the Interagency Review Group on Nuclear Waste Management, TID-29442, Washington (March 1979), S. 35
- / 5.2 / "Carter's Timetable for High-Level Nuclear Waste Sites Begins to Slip". Nucleonics Week Vol. 21, No. 19 (May 8, 1980), S. 1
- / 5.3 / H.A. Röthemeyer: "Site Investigations and Conceptual Design for the Mined Repository in the Nuclear "Entsorgungszentrum" of the Federal Republic of Germany." IAEA-SM-243/48
- / 5.4 / "Bericht über das in der Bundesrepublik Deutschland geplante Entsorgungszentrum für ausgediente Brennelemente aus Kernkraftwerken". DWK, Hannover (Sept. 1977), S. 266
- / 5.5 / "Rede - Gegenrede". Stellungnahme der DWK zu Thesen der Kritiker. DWK, Hannover (1979), S. 106
- / 5.6 / "Geologische Aspekte bei der Schwachstellenbetrachtung für das Bundesendlager für radioaktive Abfälle am Standort Gorleben". Schlußbericht für die Physikalisch-Technische Bundesanstalt Braunschweig. Battelle-Institut e.V., BF-R-63.861-2 (Januar 1980)
- / 5.7 / International Nuclear Fuel Cycle Evaluation: "Waste Management and Disposal". Report by the INFCE Working Group 7. Published by the IAEA, Vienna (1980), S. 182
- / 5.8 / T.T. Vandergraaf et al.: "Leaching of Irradiated CANDU/UO₂ Fuel". Paper presented at the Conference of the Materials Research Society, Boston, Mass. (1979)
- / 5.9 / Y.B. Katayama et al.: "Long-Term Leaching of Irradiated Spent Fuel". Paper presented at the Conference of the Materials Research Society, Boston, Mass. (1979)



Land	Geologische Formation	Abfallart	Versuchseinlagerungen	Standortauswahl Endlager	Inbetriebnahme Endlager
Kanada	Granit (Salz)	Brennelemente (WA-Abfälle)	Standort 1981 Inbetriebnahme <1990		>2000
U S A	Salz Granit Basalt Ton Vulk. Tuff	Brennelemente + WA-Abfälle	Lyons (Salz) 1969 Climax (Granit) 1980 Salz 1981 Hanford (Basalt)	1985	1995
Schweden	Granit	WA-Abfälle und/oder Brennelemente			2020
Großbritannien	Granit (Ton) (Salz)	WA-Abfälle (Brennelemente)	Standort 1983 Inbetriebnahme 1990 ⁺ bzw. 1995 ⁺⁺		2000 ⁺ bzw. 2005 ⁺⁺
Frankreich	Granit (Salz)	WA-Abfälle	<1990 ⁺		≈2020
Italien	Ton	WA-Abfälle			
UdSSR	alle geologische Formationen	WA-Abfälle			
Bundesrepublik Deutschland	Salz	WA-Abfälle	Asse >1985	1977 ⁺⁺⁺	Ende der 90er Jahre

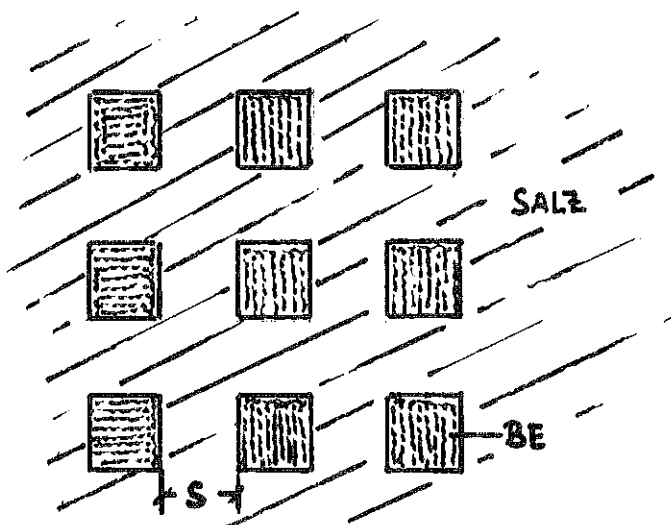
- + keine wärmeentwickelnden Abfälle
++ wärmeentwickelnde Abfälle
+++ Standortvorauswahl

Tab. 5.1 Überblick über nationale Programme zur Endlagerung hochaktiver Abfälle

	Endlager für abgebrannte Brennelemente	PTB - Konzept
Kapazität	700 t Brennstoff/Jahr	1400 t Brennstoff/Jahr
Abfallarten und -mengen/Jahr	Brennelementbehälter 1300 LAW-Fässer 200	LAW-Fässer 11.000 LAW, MAW in VBA 12.000 MAW abgeschirmt 10.000 Glaskokillen 1.760
Betriebsdauer	50 Jahre	
Betriebszeit	230 Tage/Jahr	
Erforderliche Einlagerungs- fläche	10,7 km ² , Betrieb auf 3 Sohlen	3,5 km ² , Betrieb auf 1 Sohle
Einlagerungs- bereich	Teufe ca. 800 - 1000 m	
Schächte	2 Schächte, 7,5 m [∅]	
Transport- gewichte	max. 40 t	
Strecken	7 m breit, 4 m hoch	
Einlagerungs- strecken	8 m breit, 8 m hoch	6,6 m breit, 6 m hoch
Einlagerungs- bohrungen	0,8 - 1,0 m [∅] Bohrlochabstand 6 m Teufe 7,5 m	0,9 m [∅] /0,4 m [∅] Bohrlochabstand 13-16 m/50 m Teufe max. 300 m
Streckenauf- fahrungen	durch Vortriebsmaschinen	durch Bohren und Sprengen
Wetterbedarf	15.000 m ³ /min	25.000 m ³ /min
Energiebedarf	12.000 kVA Normalstrom 550 kVA Notstrom	22.000 kVA Normalstrom 1.100 kVA Notstrom
Personalbedarf	ca. 300 Personen	
Tagesanlagen	Komplex Schacht I Komplex Schacht II Salzhalde	

Tab. 5.2 Vergleich der Auslegungsdaten für die beiden Endlagerkonzepte

Abstand zwischen den BE-Kanistern (cm)	k_{∞}	
	1% H ₂ O	5% H ₂ O
2	0,34	0,55
10	0,26	0,22
20	0,19	0,16



Tab. 5.3 k_{∞} -Werte für intakte BE-Behälter in Salz mit 1 % und 5 % H₂O

Kühlzeit (Jahre)	kritische Masse M_K kg Pu	Tonne Brennstoff
0	27	2,85
100	80	9,9
$5 \cdot 10^3$	31,5	4,5
$5 \cdot 10^4$	11,0	6,2
10^2	3,5	0,4 ohne Chlor

Tab. 5.4 Minimale kritische Massen M_K für PuO₂-Schüttungen in Salzlauge und benötigte Menge an Brennstoff

	Wärmeleistung pro Abfallgebände [W]	Lineare Wärmeleistung im Abfallgebände [W/m]	Spezifische Wärme- belastung [kW/ha]	Spezifischer Flächen- bedarf [m ² /t SM]
BE 10	651	163	135 ²⁾	89,4 ²⁾
BE 20	498	123	104 ²⁾	89,4 ²⁾
BE 50	291	74	60 ²⁾	89,4 ²⁾
HAW 10	900	720	864 ¹⁾	13,0 ¹⁾
HAW 20	678	542	651 ¹⁾	13,0 ¹⁾
HAW 50	447	358	429 ¹⁾	13,0 ¹⁾
HAW 10/rez.	1024	819	983 ¹⁾	17,4 ¹⁾

1) im Bereich der einzelnen Lagerfelder

2) 3 übereinanderliegende Ebenen einfach gerechnet

Tab. 5.5 Charakteristische Daten der einzelnen Abfallvarianten zum Zeitpunkt der Einlagerung (nur hochaktive Abfälle)

	Referenzkonzept	Alternativkonzepte	
Durchsatz [jato] bei 50 a Betriebszeit	700	1400	1400
Einlagerungsebenen	3	3	1
Bohrlochabstand [m]	6	3	3
Anzahl BE/Bohrloch	1	1	3
Einlagerungsfläche [km ²]	10,7	10,7	3,5
spezifische Wärmebelastung im Lagerfeld [kW/ha]	135 ¹⁾	270 ¹⁾	270
max. Temperatur an der Behälteroberfläche [°C]	100	135	>135
Temperaturerhöhung in der 3. Einlagerungsebene [°C]	8	16	-
max. Hebung [m]	0,9	2	≈2

¹⁾ 3 übereinanderliegende Ebenen einfach gerechnet

Tab. 5.6 Charakteristische Daten für das Referenzkonzept und die beiden Alternativkonzepte (Variante BE 10) zur direkten Endlagerung abgebrannter Brennelemente

1. in gesättigter Carnallitlösung		Temperatur							
		120°C		150°C		200°C			
Abfallform	Bezeichnung	3Tage	3Tage	3Tage	15Tage	30Tage	60Tage	90Tage	
Europäische Borosilicatgläser	UK 209 UK 189 VG 98/3 C-31-3 GP 98/12	0,02 0,06 0,08		1,5 0,8 2,0 2,3		2,5	2,3 0,4	2,3 2,6	
Glaskeramik	C-31-3		0,8	1,5	1,8	1,5	2,5	1,7	
Phosphatglas	78/7		3,0	2,0	auskristallisiert				
2. in gesättigter Steinsalzlösung		150°C		200°C		250°C		350°C	
		3Tage	3Tage	3Tage	30Tage	3Tage	21Tage	3Tage	21Tage
Borosilicatgläser	B-PNL 76-78 C-31-3 GP 98/12		0,05	0,05		1,5	0,7 0,8	6 20	
Phosphatglas	78/7		0,1	0,1					
3. in Wasser		150°C		200°C					
		3Tage	30Tage	3Tage	30Tage				
Borosilicatglas	C-31-3 GP 98/12	0,7		0,8		0,7		1,1	
Phosphatglas	78/7		2	auskristallisiert					

Tab. 5.7 Auslaugwerte von Gläsern unter hydrothermalen Bedingungen

(Angabe in Gewichtsprozent)

Forschungsergebnisse aus HMI, KfK, PNL

Quelle: HMI

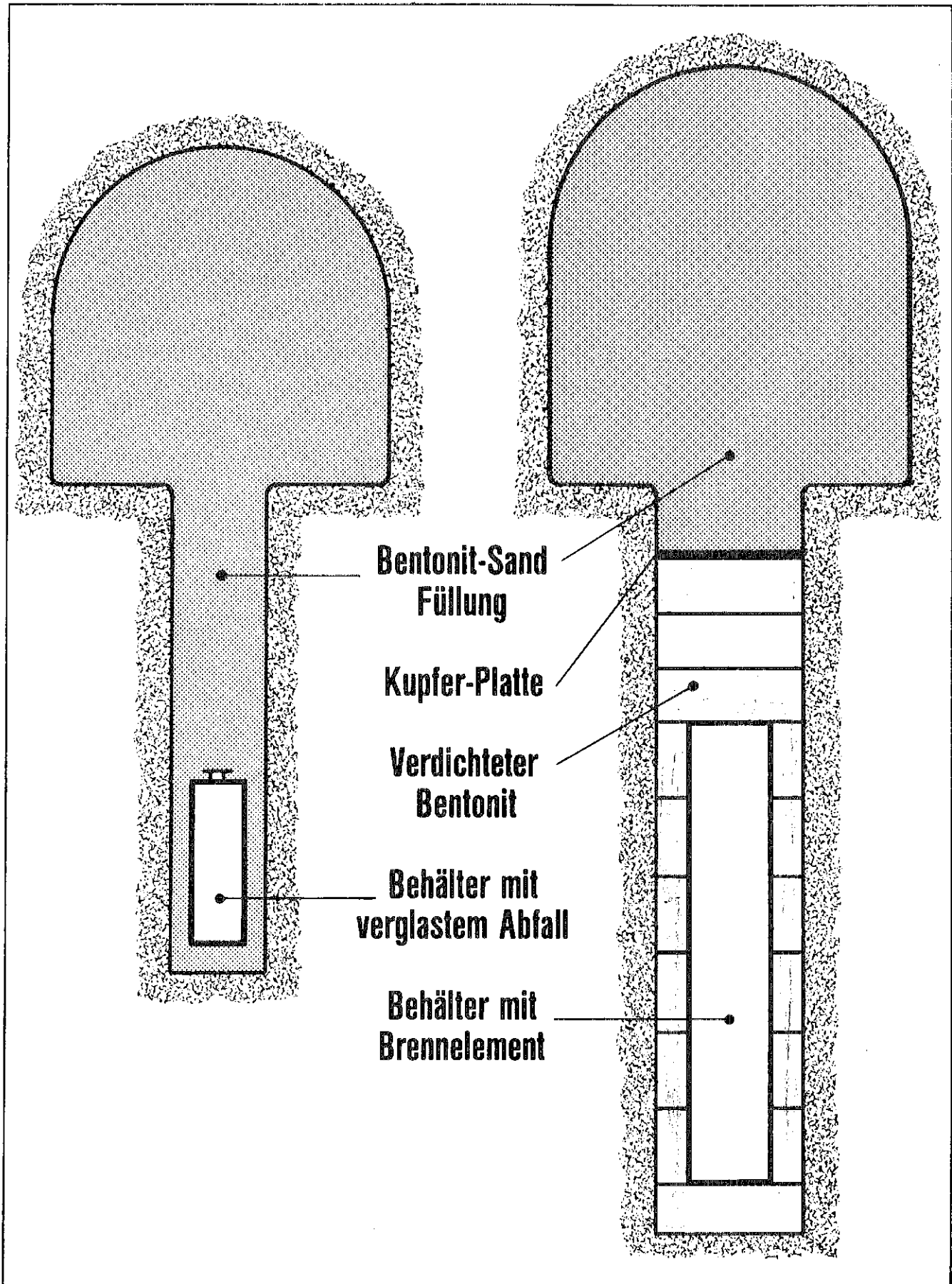


Abb. 5.1 Endlagerkonzepte für die beiden Entsorgungsalternativen (KBS, Schweden)

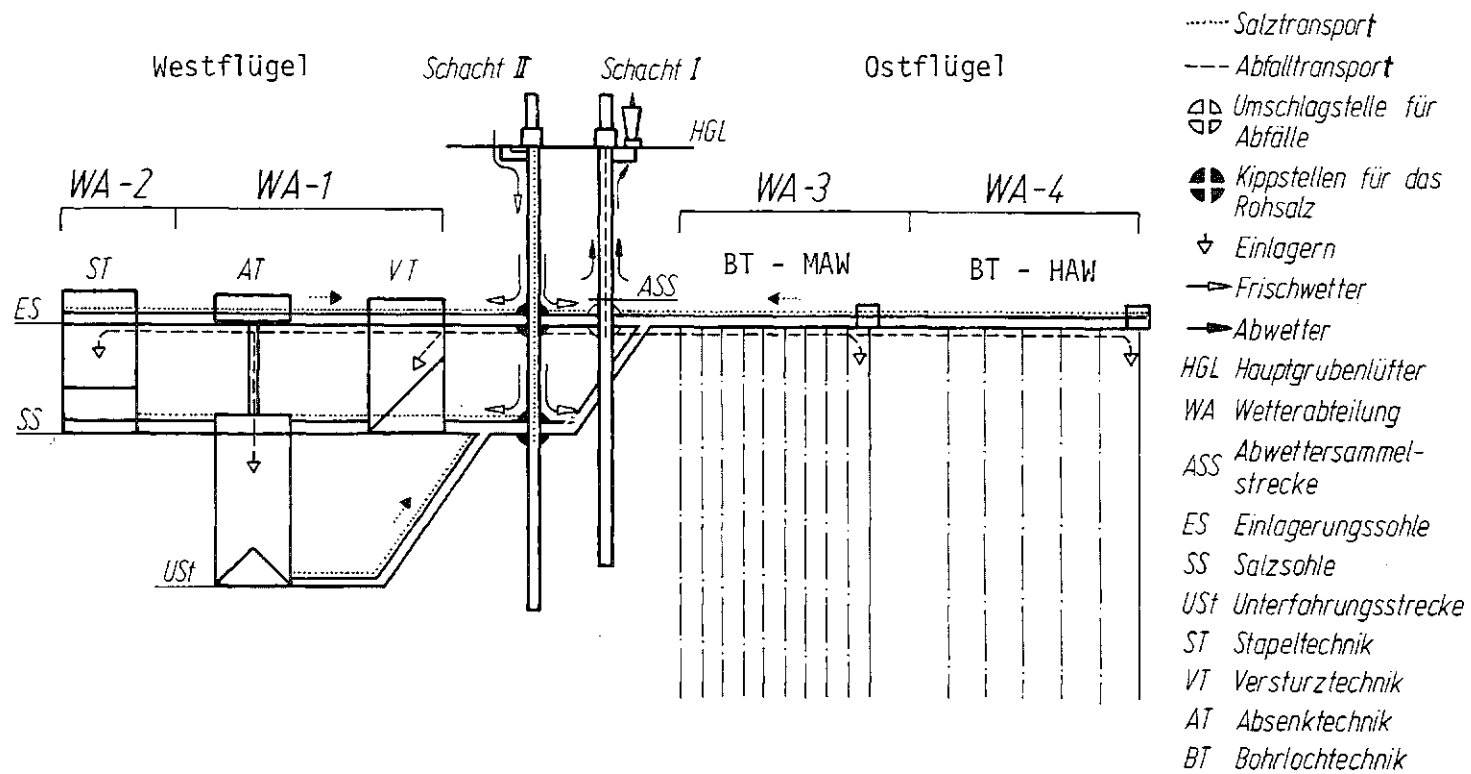


Abb. 5.2 Schema der Einlagerungs- und Salztransporte
 Quelle: PTB

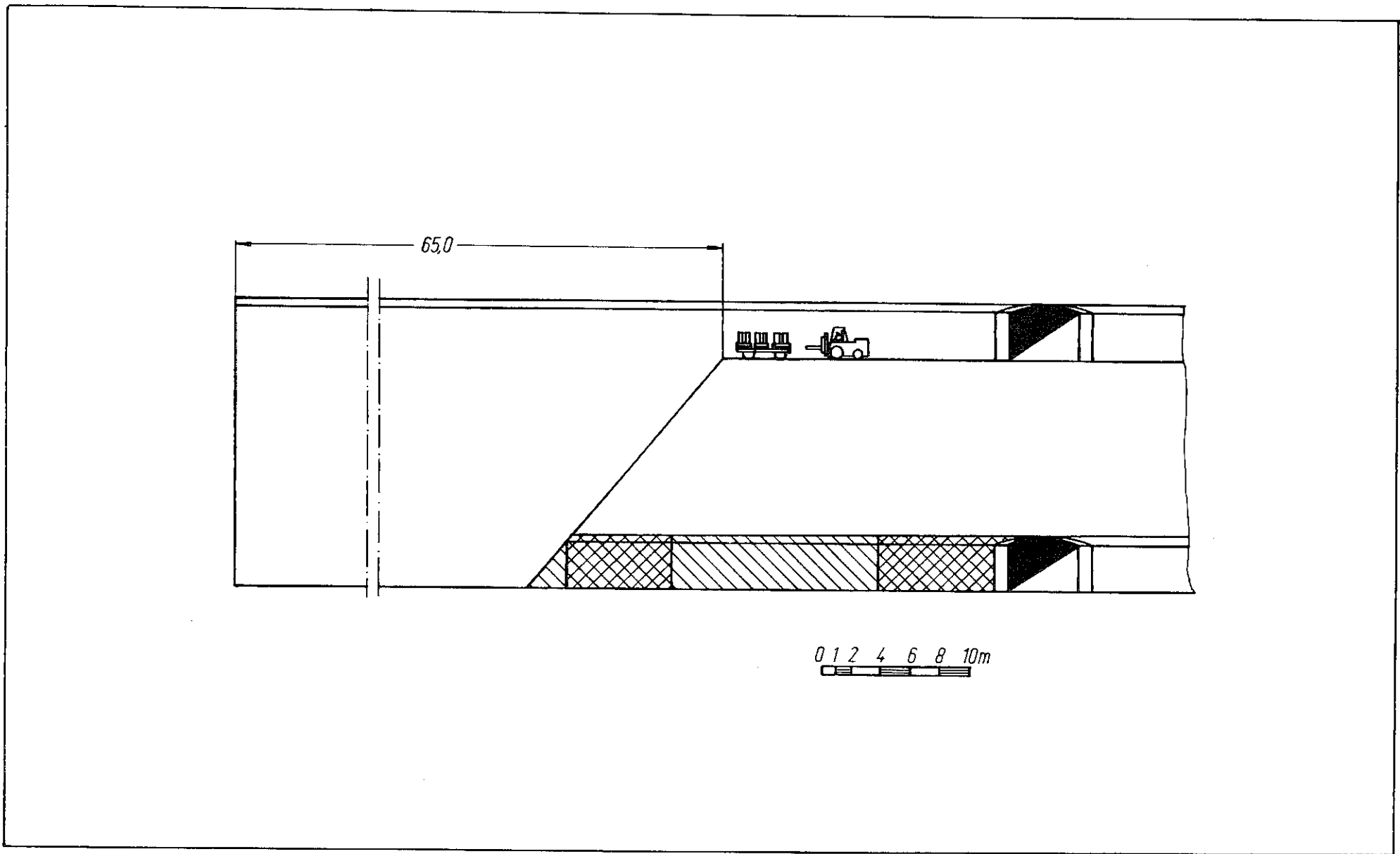


Abb. 5.3 Lagerkammer für Versturztechnik
Quelle: PTB

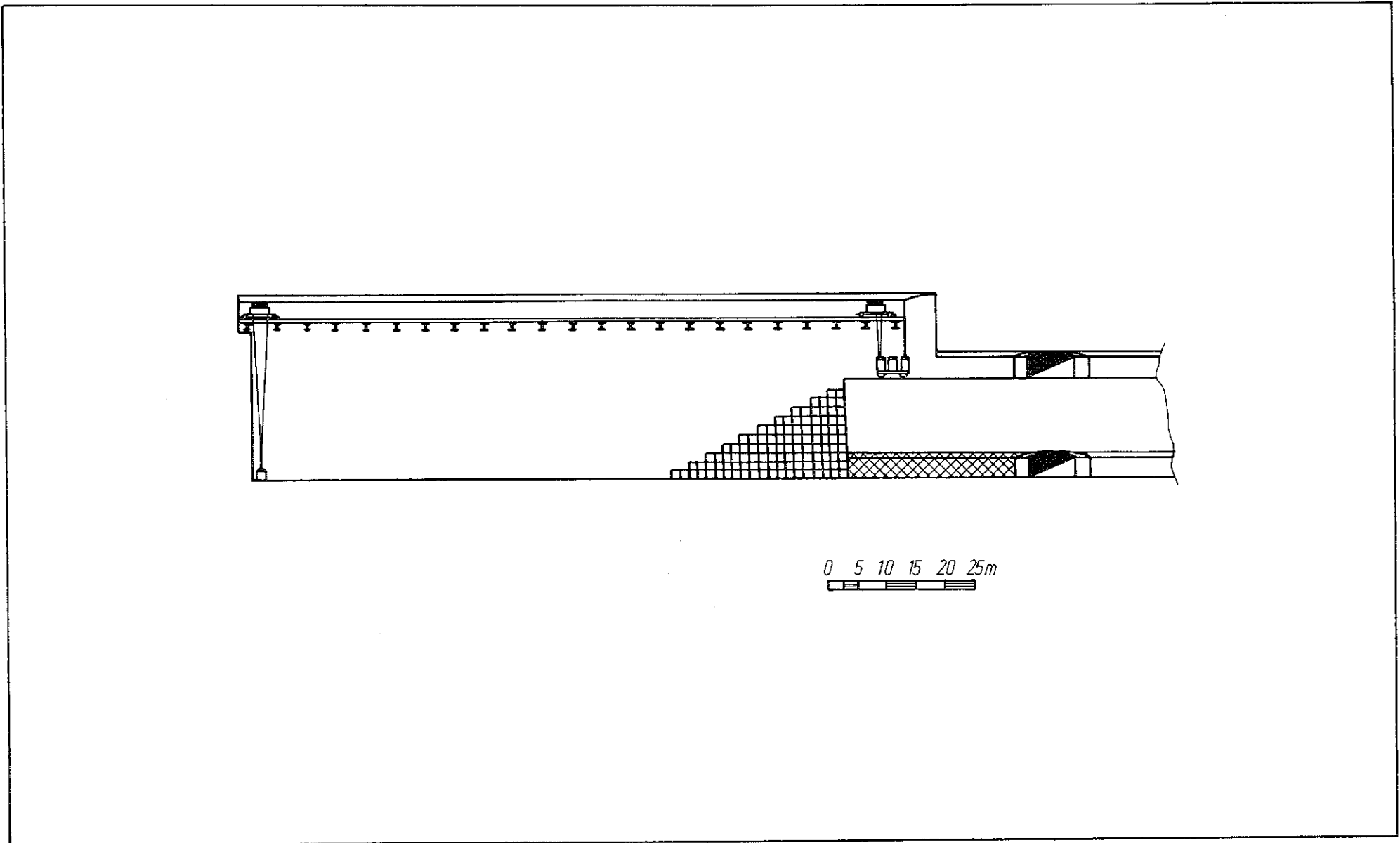


Abb. 5.4 Lagerkammer für Stapeltechnik
Quelle: PTB

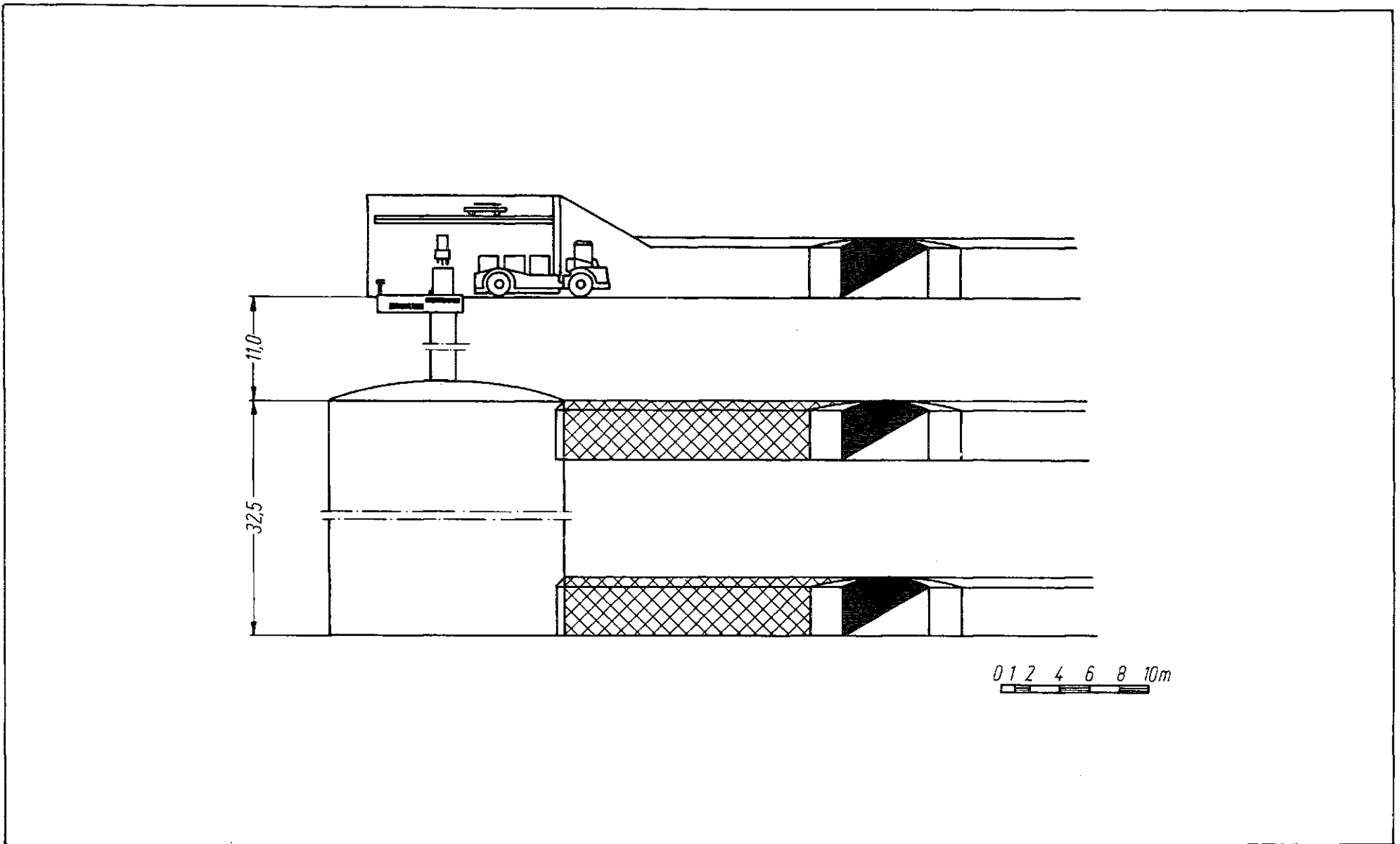


Abb. 5.5 Lagerkammer für Absenktechnik
Quelle: PTB

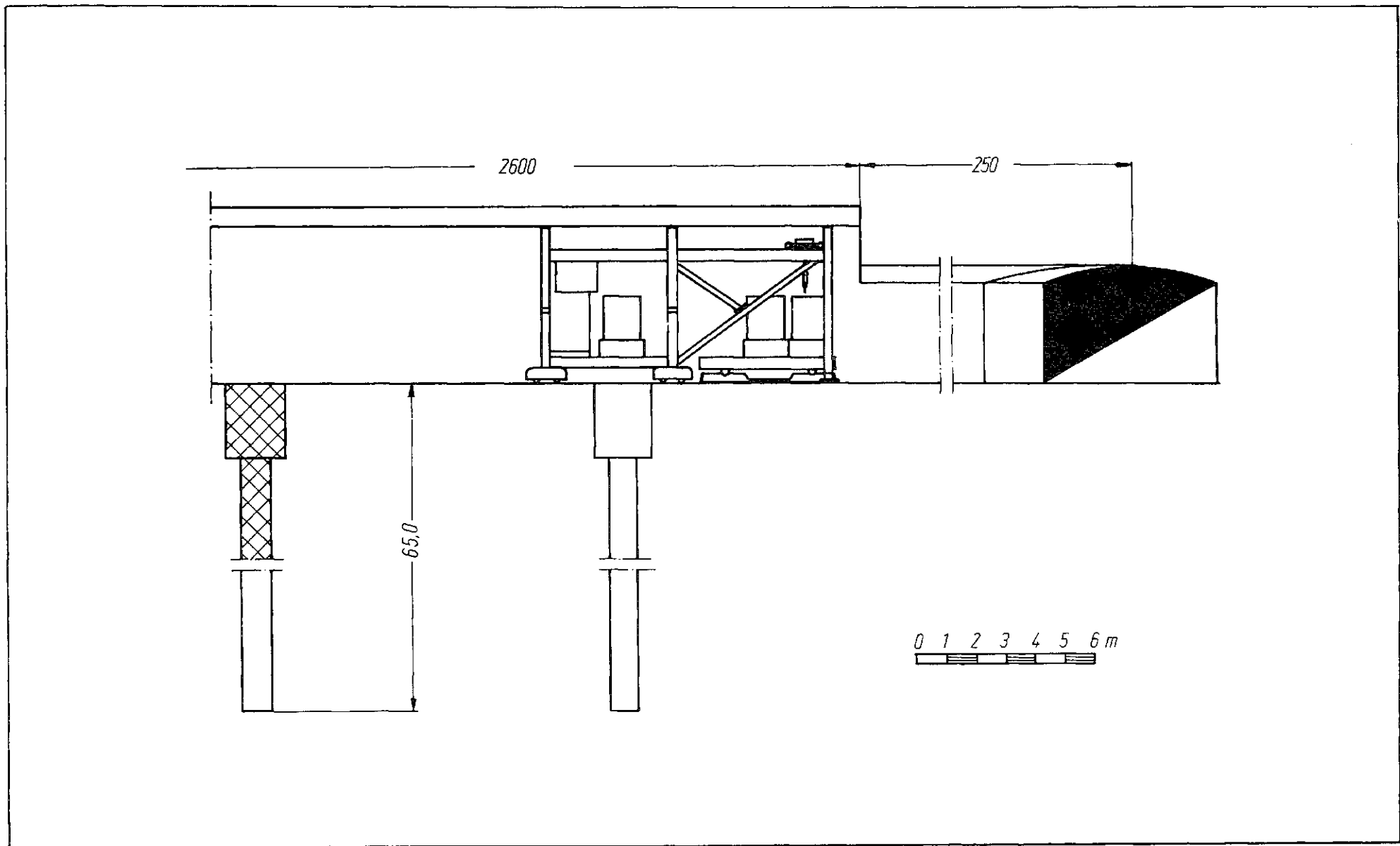


Abb. 5.6 Bohrlochlagerung
Quelle: PTB

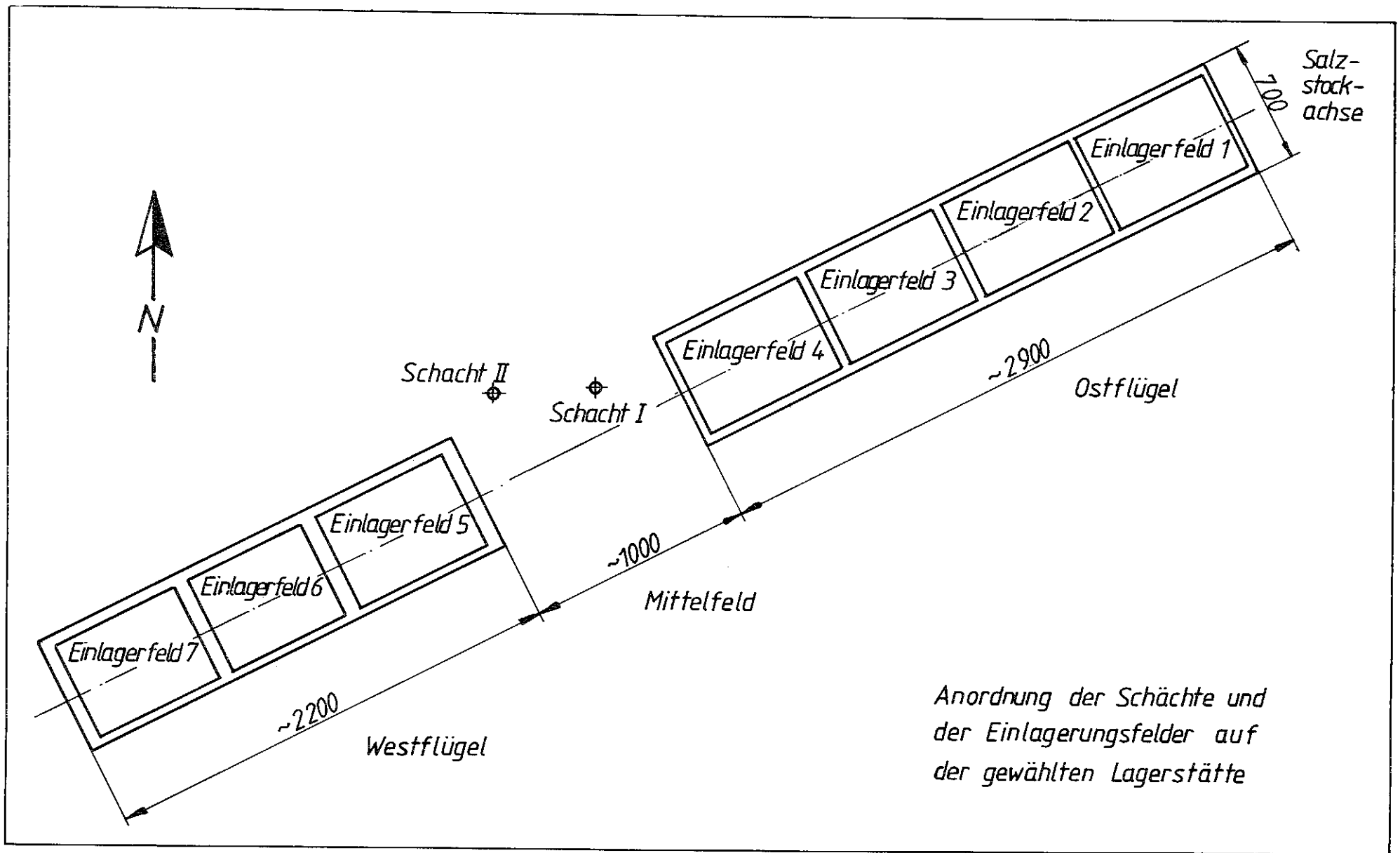


Abb. 5.7 Anordnung der Schächte und der Einlagerungsfelder beim Endlager für abgebrannte Brennelemente
Quelle: Siemag Transplan

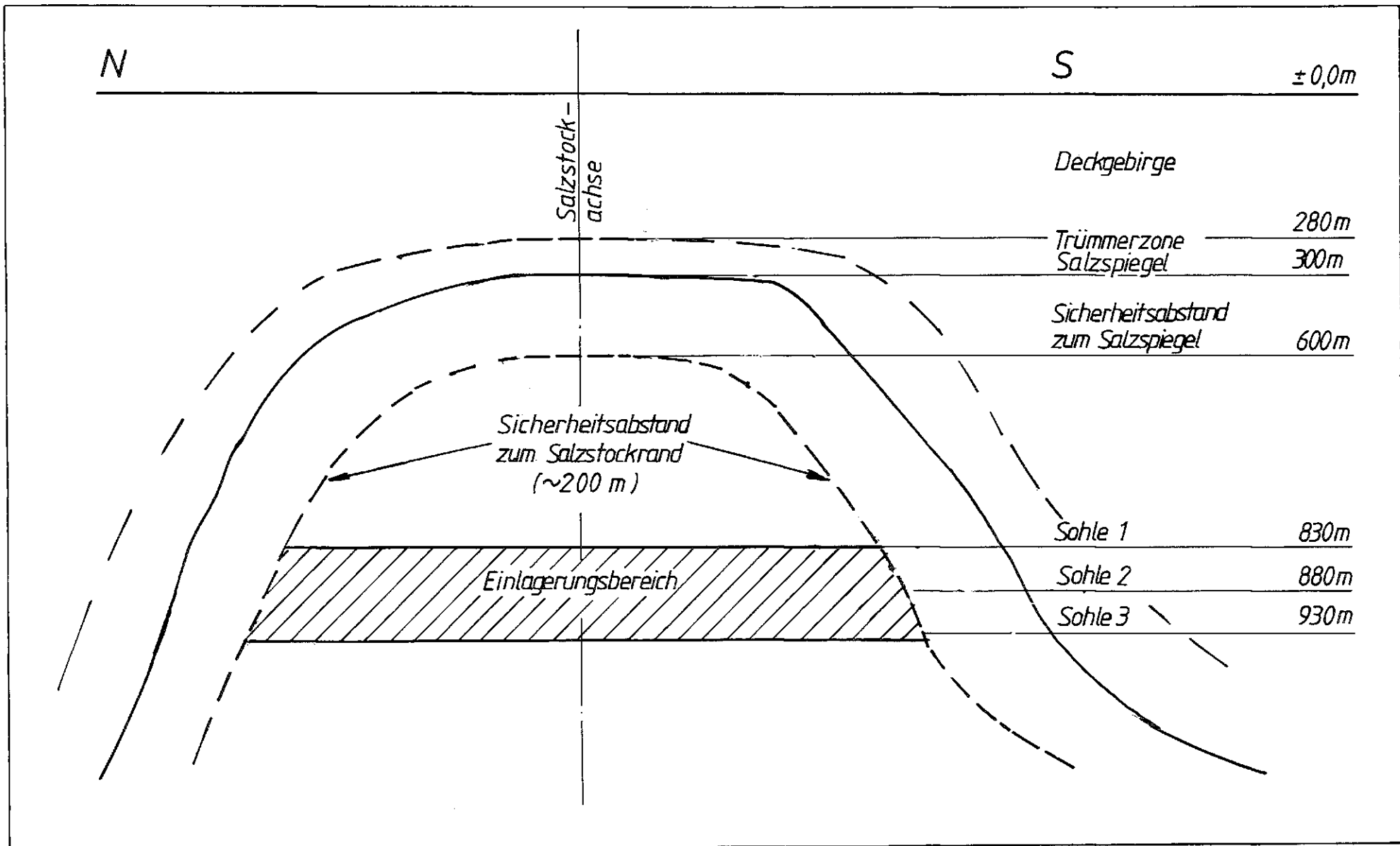


Abb. 5.8 Anordnung des Einlagerungsbereiches und der Sohlen beim Endlager für abgebrannte Brennelemente
Quelle: Siemag Transplan

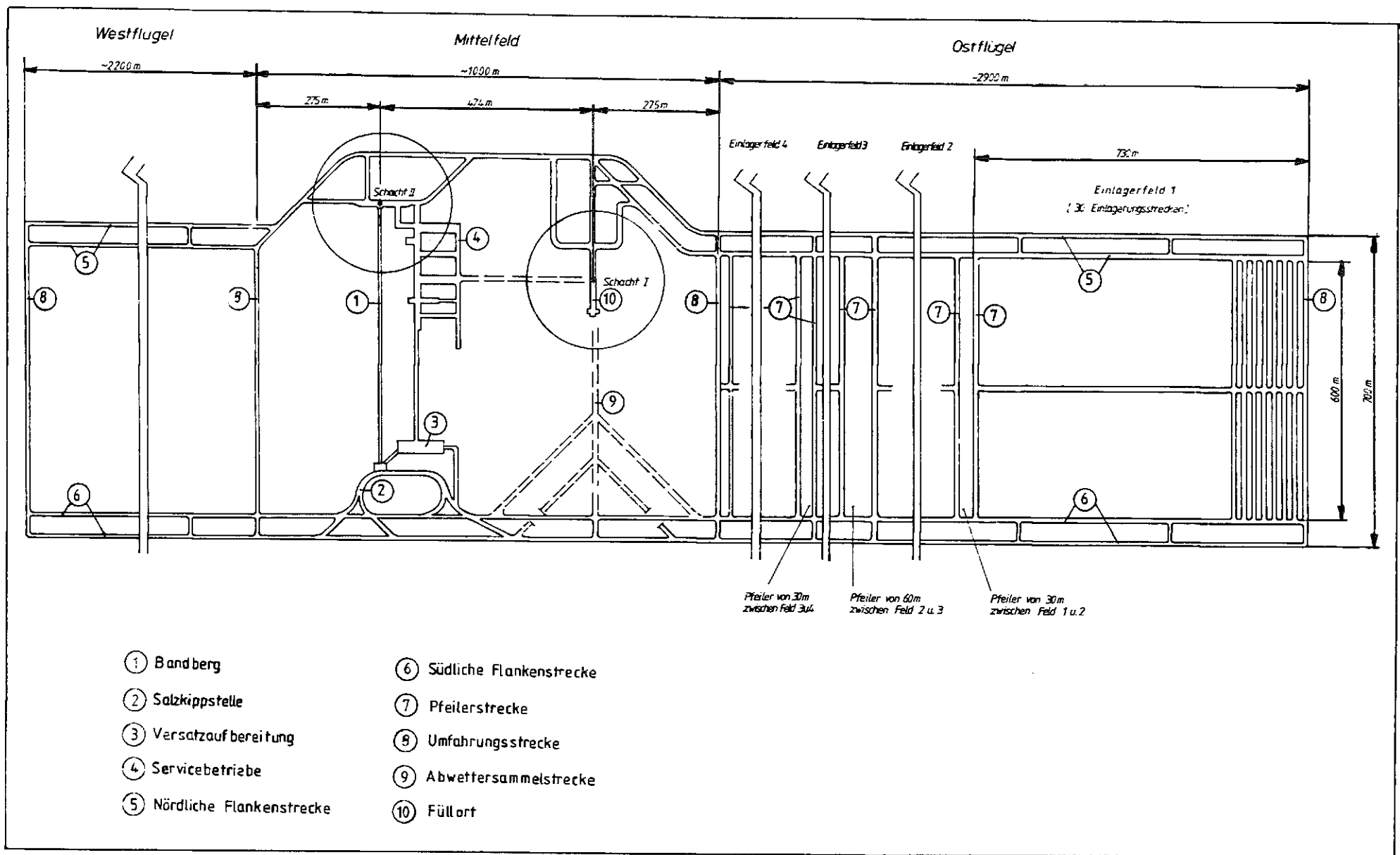


Abb. 5.9 Grubengebäude auf der Einlagerungssohle
 Quelle: Siemag Transplan

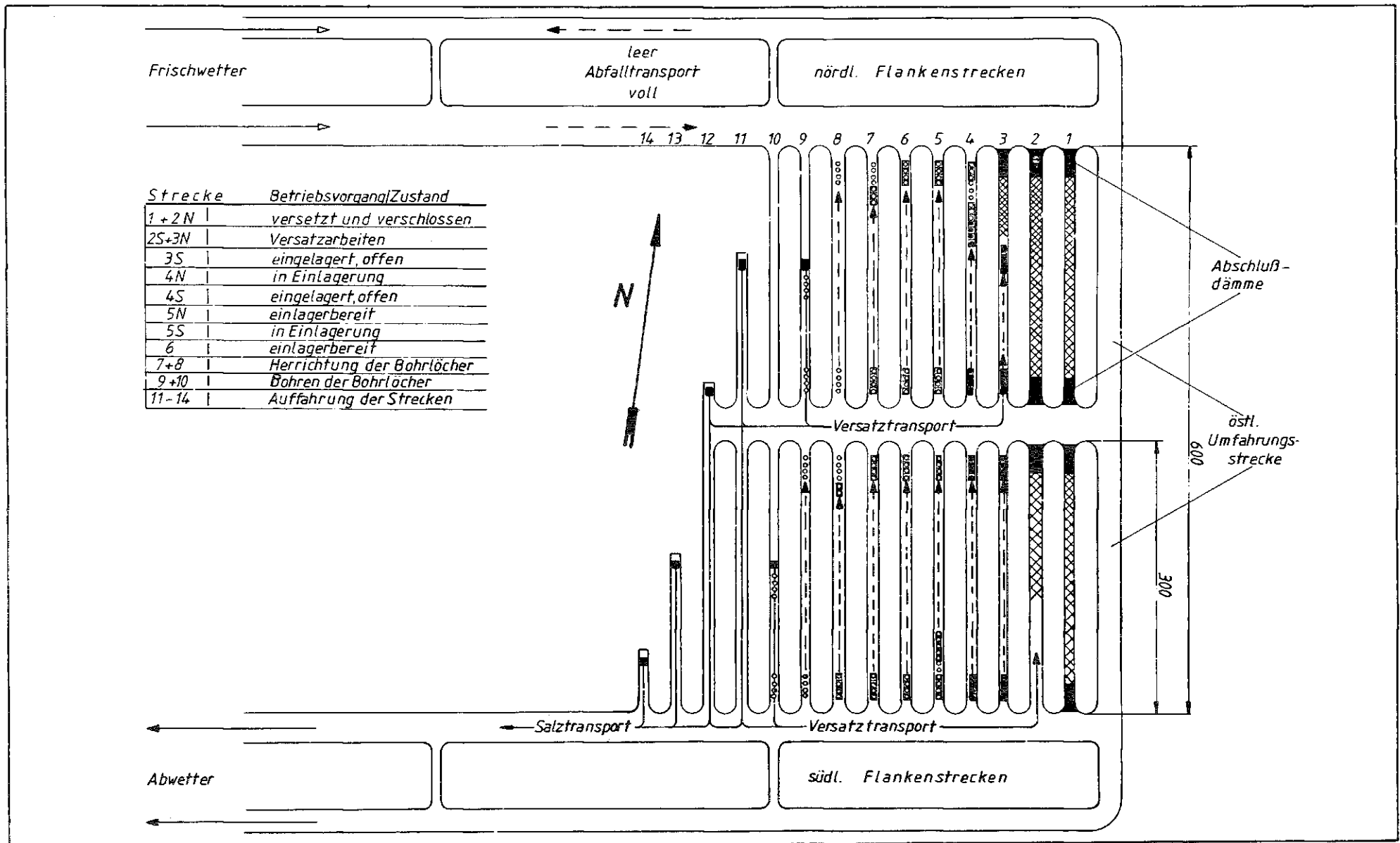


Abb. 5.10 Betrieblicher Ablauf bei der Einlagerung von abgebrannten Brennelementen
Quelle: Siemens Transplan

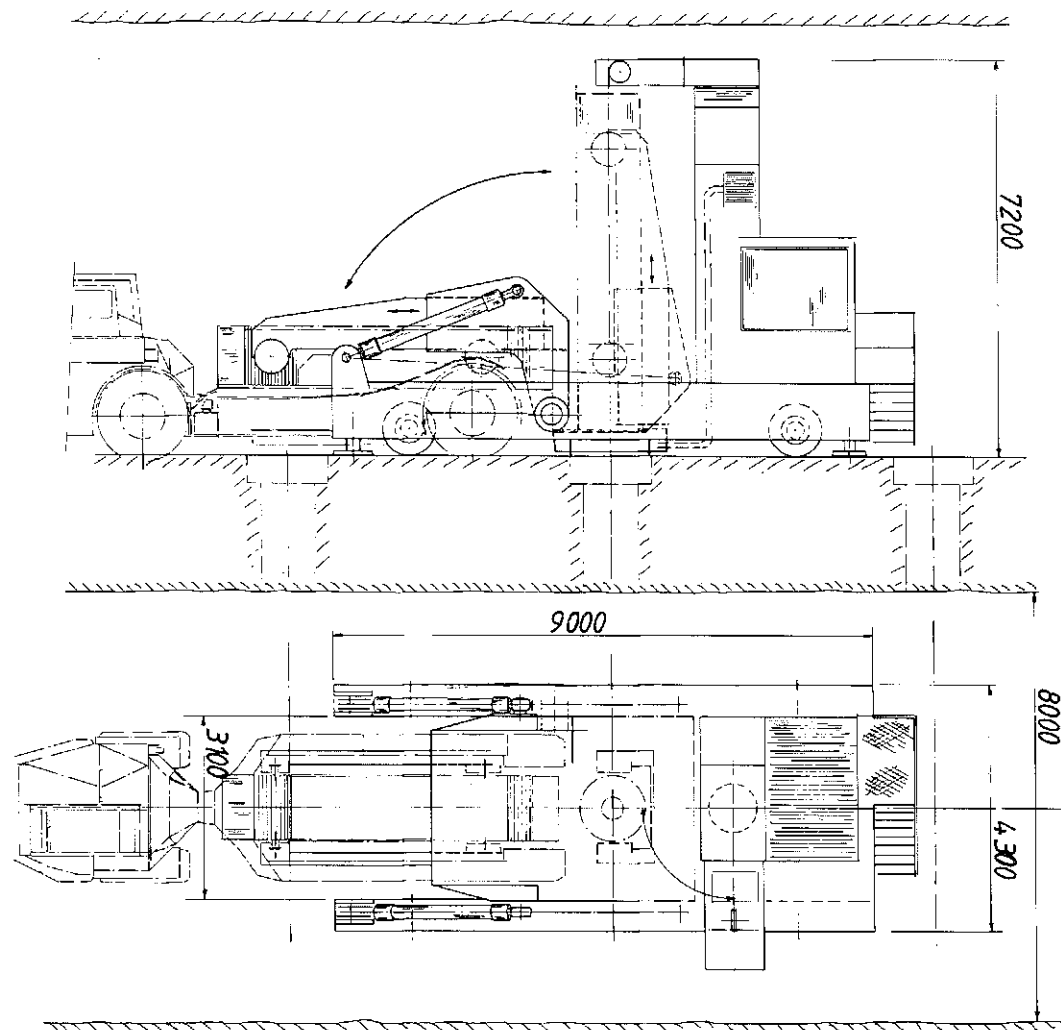


Abb. 5.11 Einlagerungsmaschine für abgebrannte Brennelemente
Quelle: Siemag Transplan

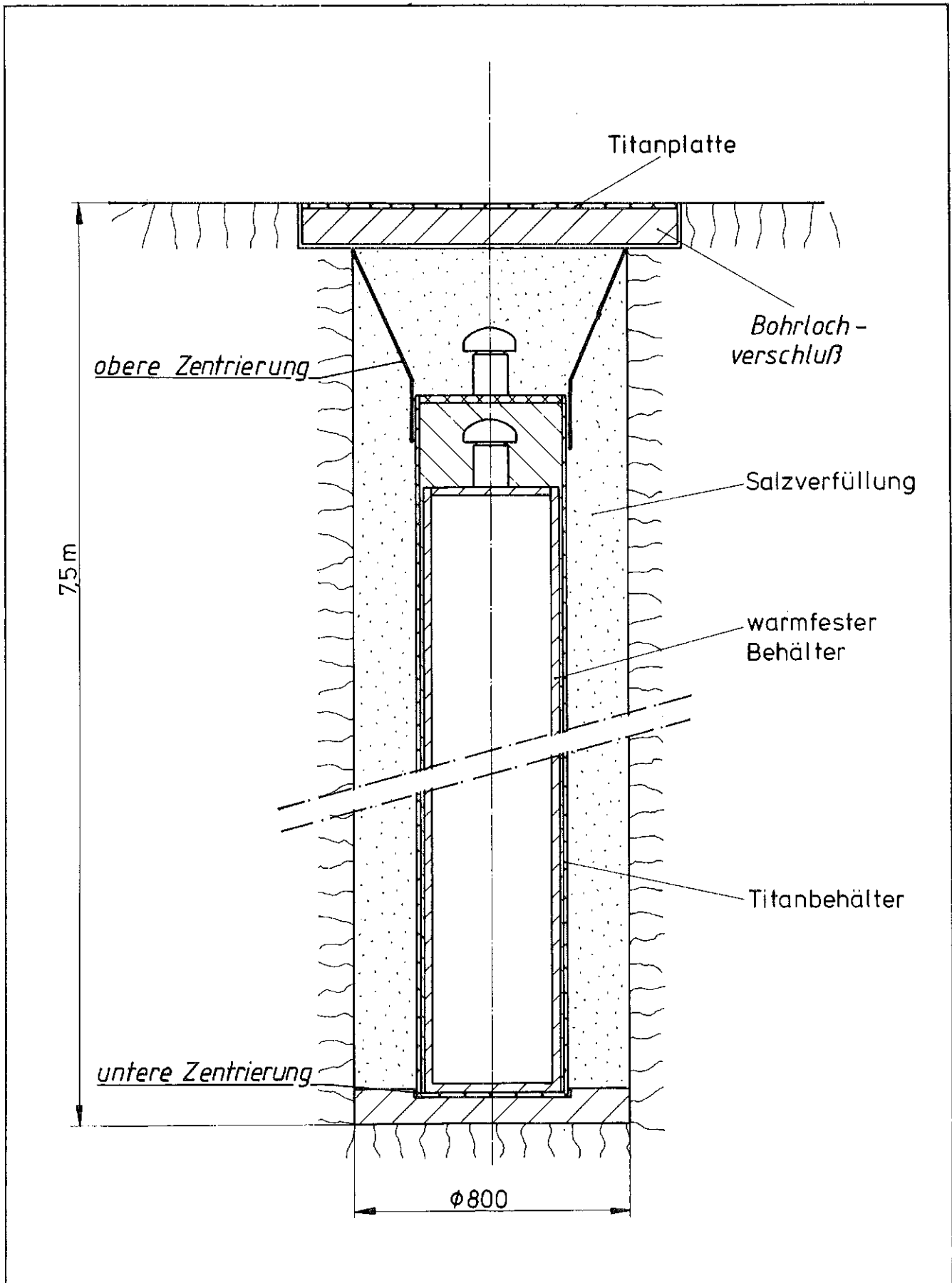


Abb. 5.12 Endlagerkonzept für einen Brennelementbehälter mit Barrierenfunktion
Quelle: Siemens Transplan

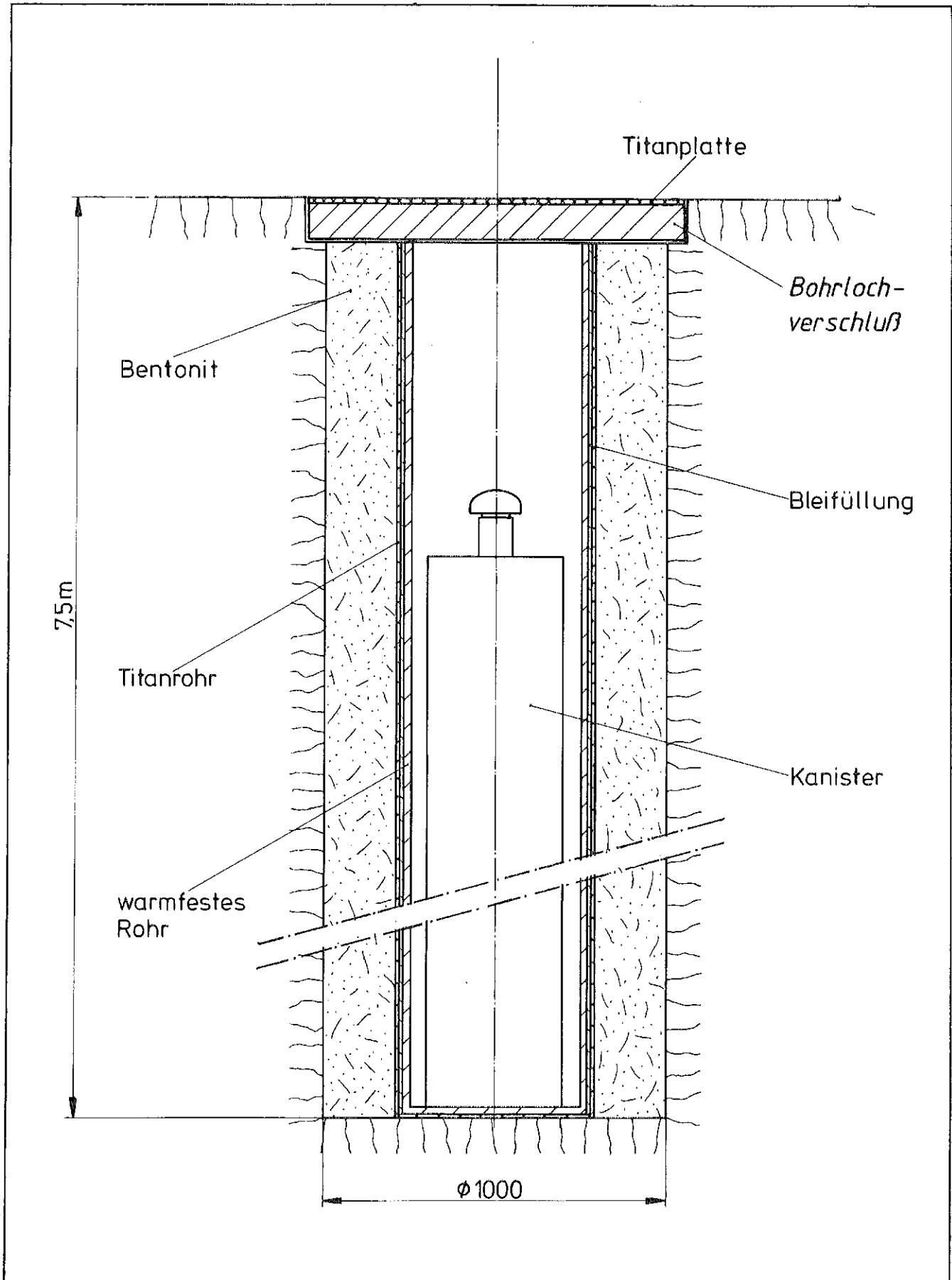


Abb. 5.13 Endlagerkonzept mit Bohrlochverkleidung
Quelle: Siemag Transplan

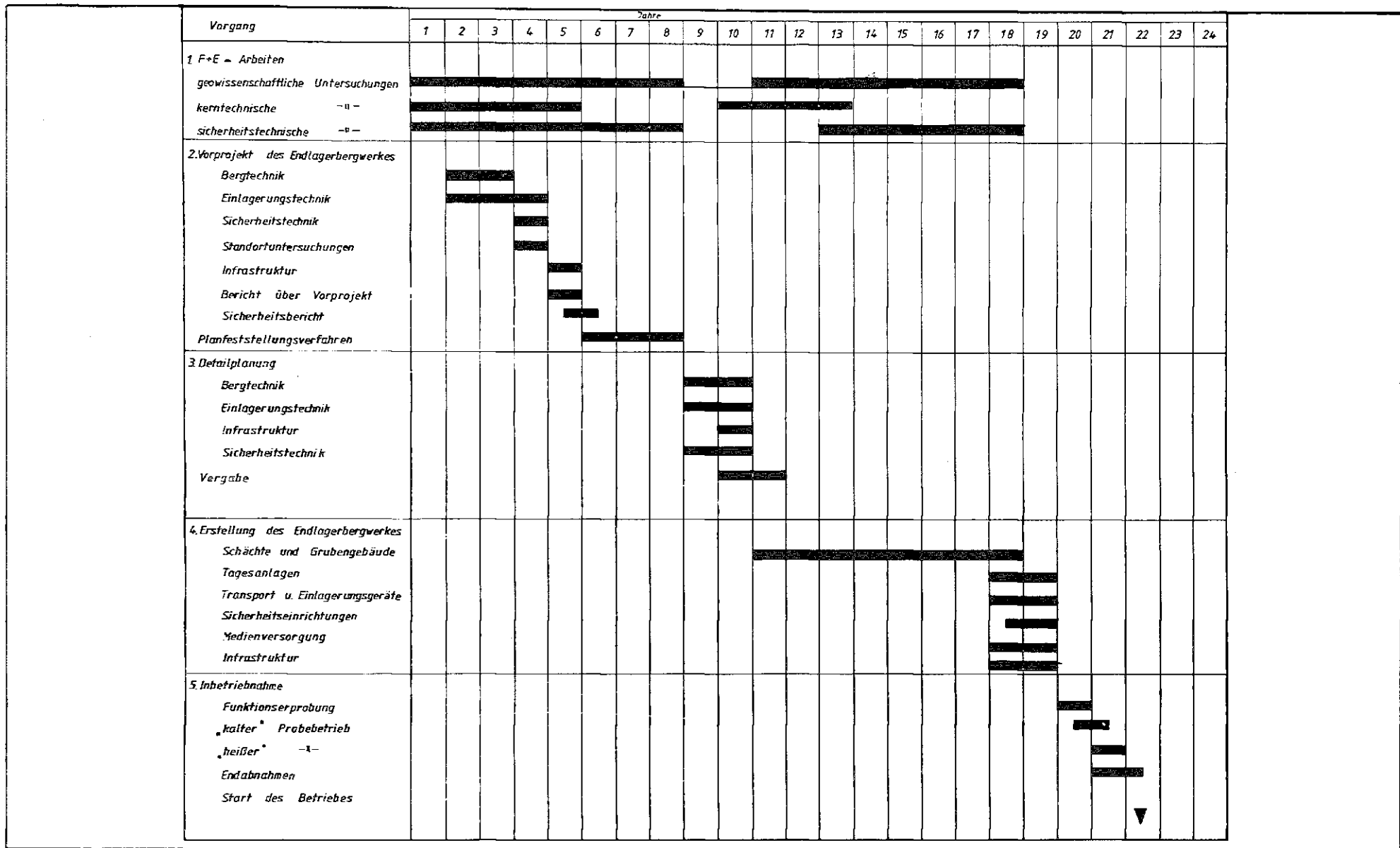


Abb. 5.14 Zeitplan für die Projektrealisierung des Endlagerbergwerkes für abgebrannte Brennelemente
 Quelle: Siemag Transplan

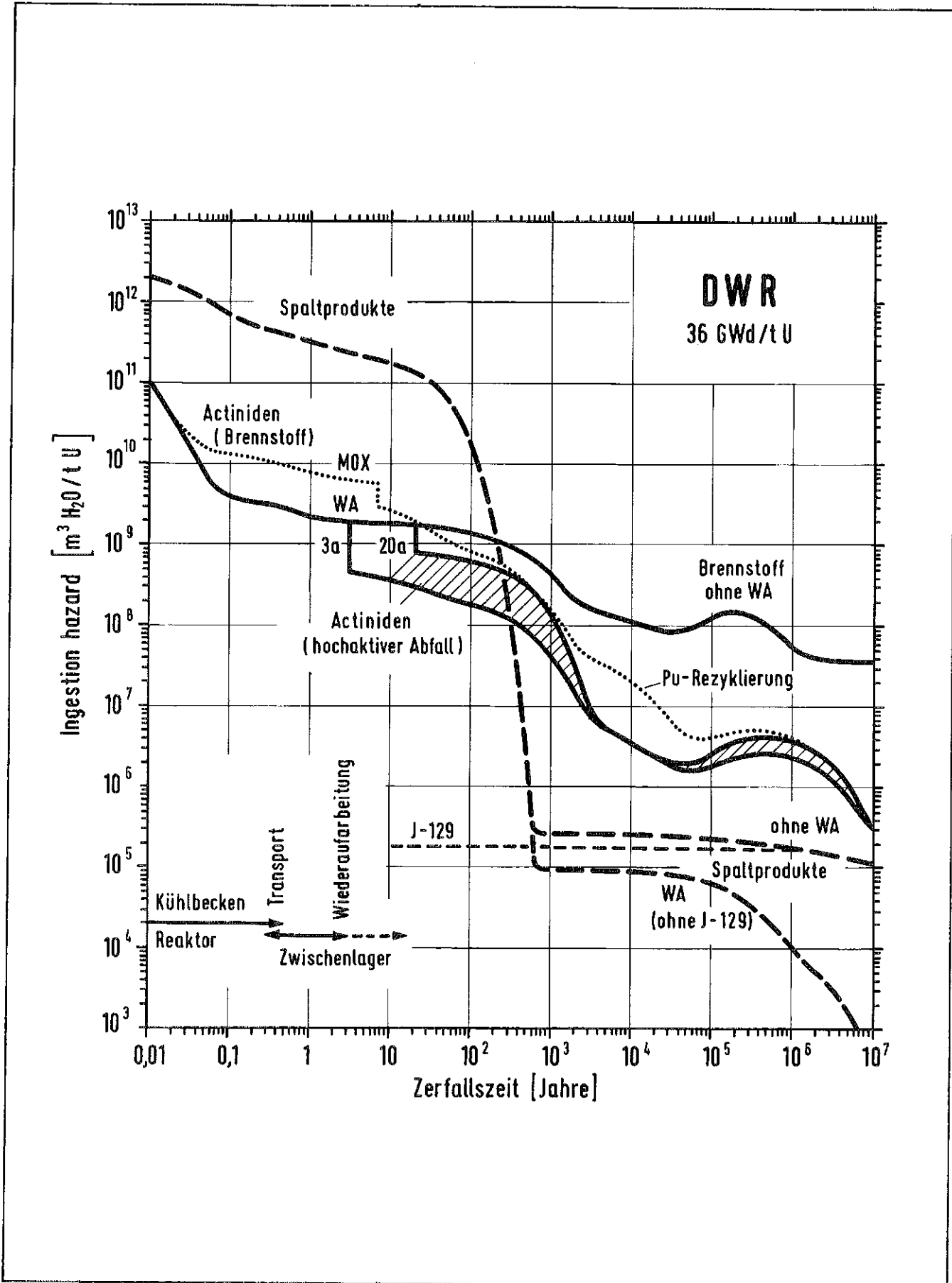


Abb. 5.15 Ingestion hazard des Spaltprodukt- und Actinideninventars von LWR-Brennstoff und hochaktivem Abfall

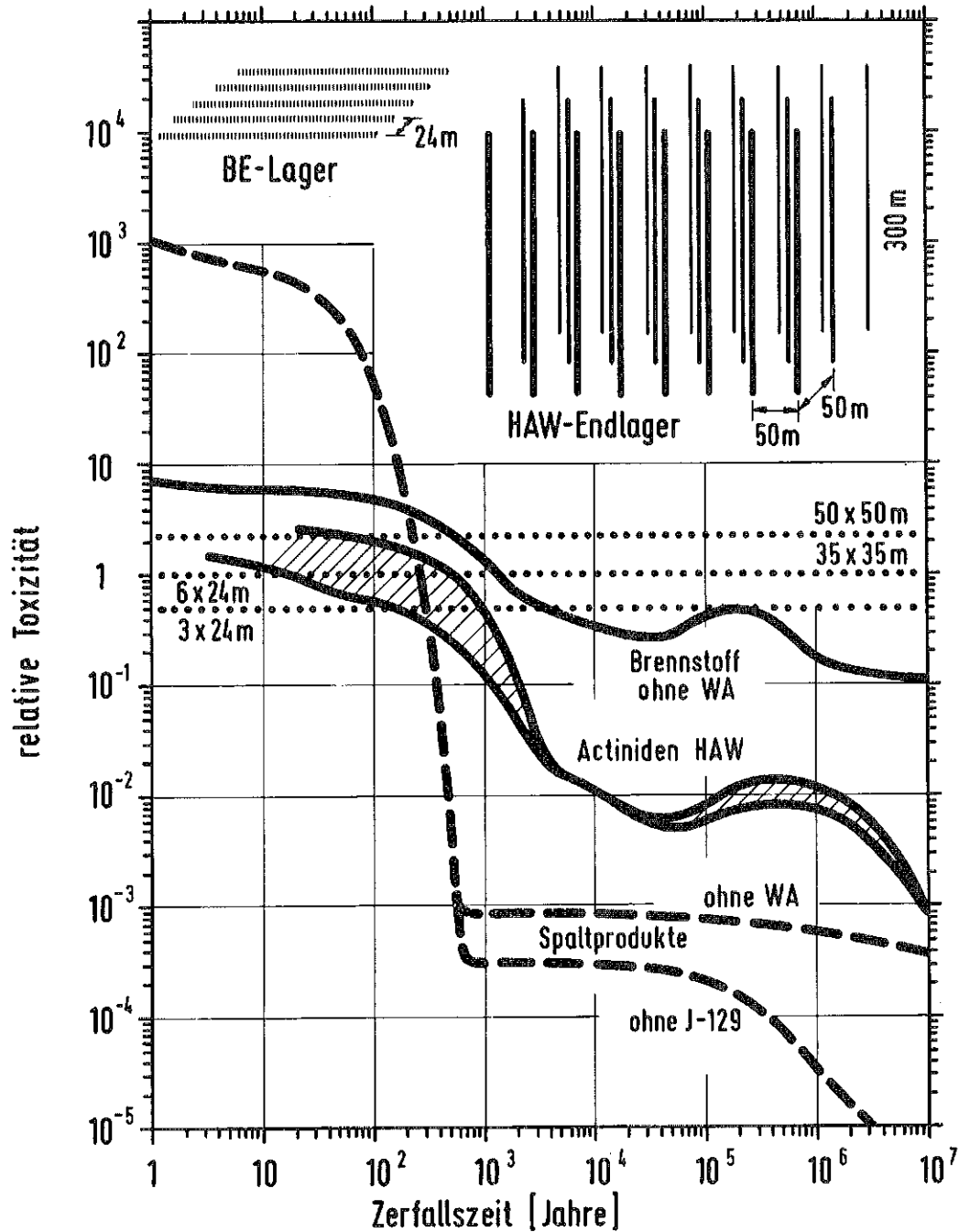


Abb. 5.16 Vergleich des Lagerfeldes für verglasten HAW bzw. für verpackte Brennelemente mit einer gleich großen Uranerzlagerstätte mit 0,2 % Urangehalt

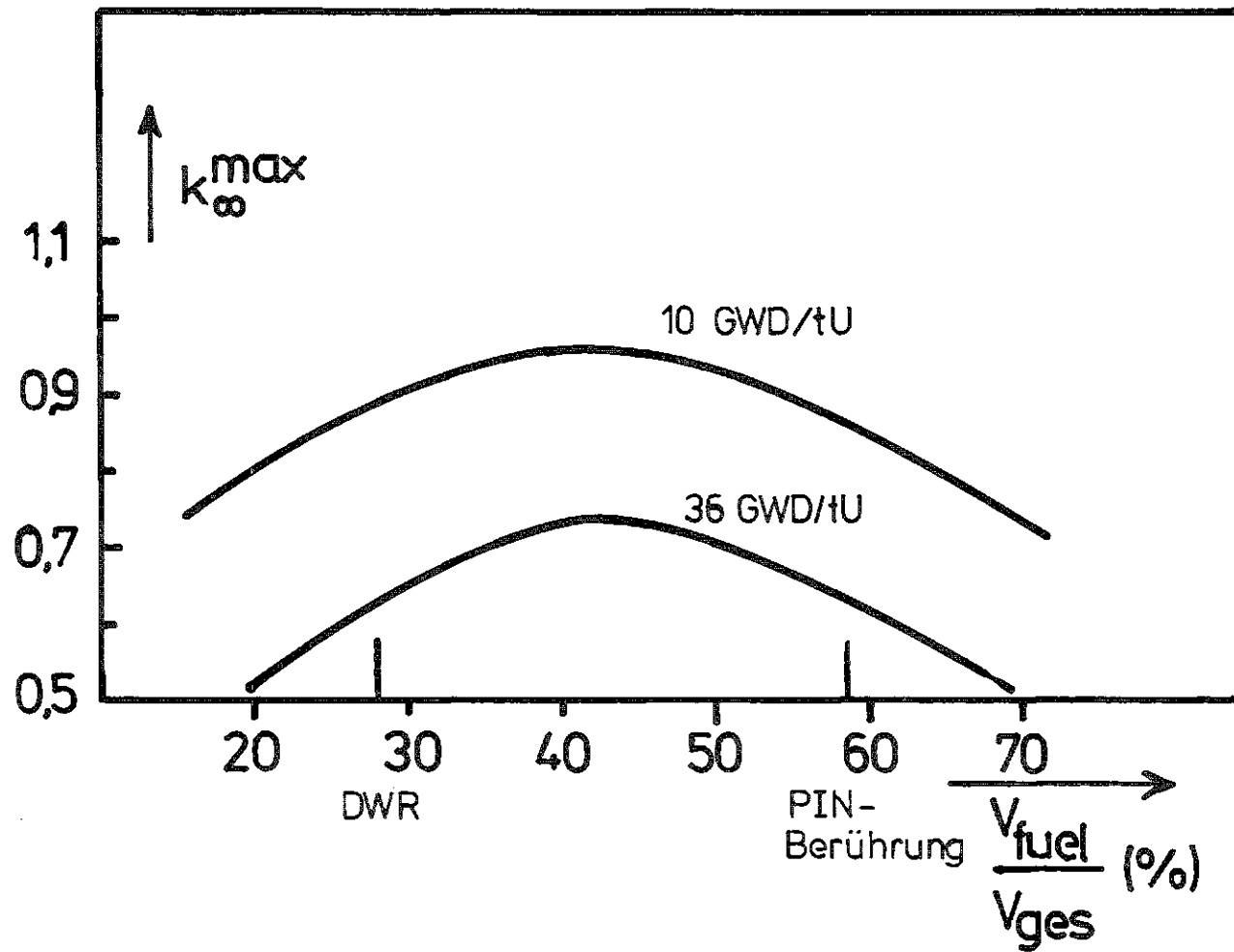


Abb. 5.17 k_{∞} unendlicher LWR-Stabgitter in gesättigter Kochsalzlösung für verschiedene Moderationsverhältnisse

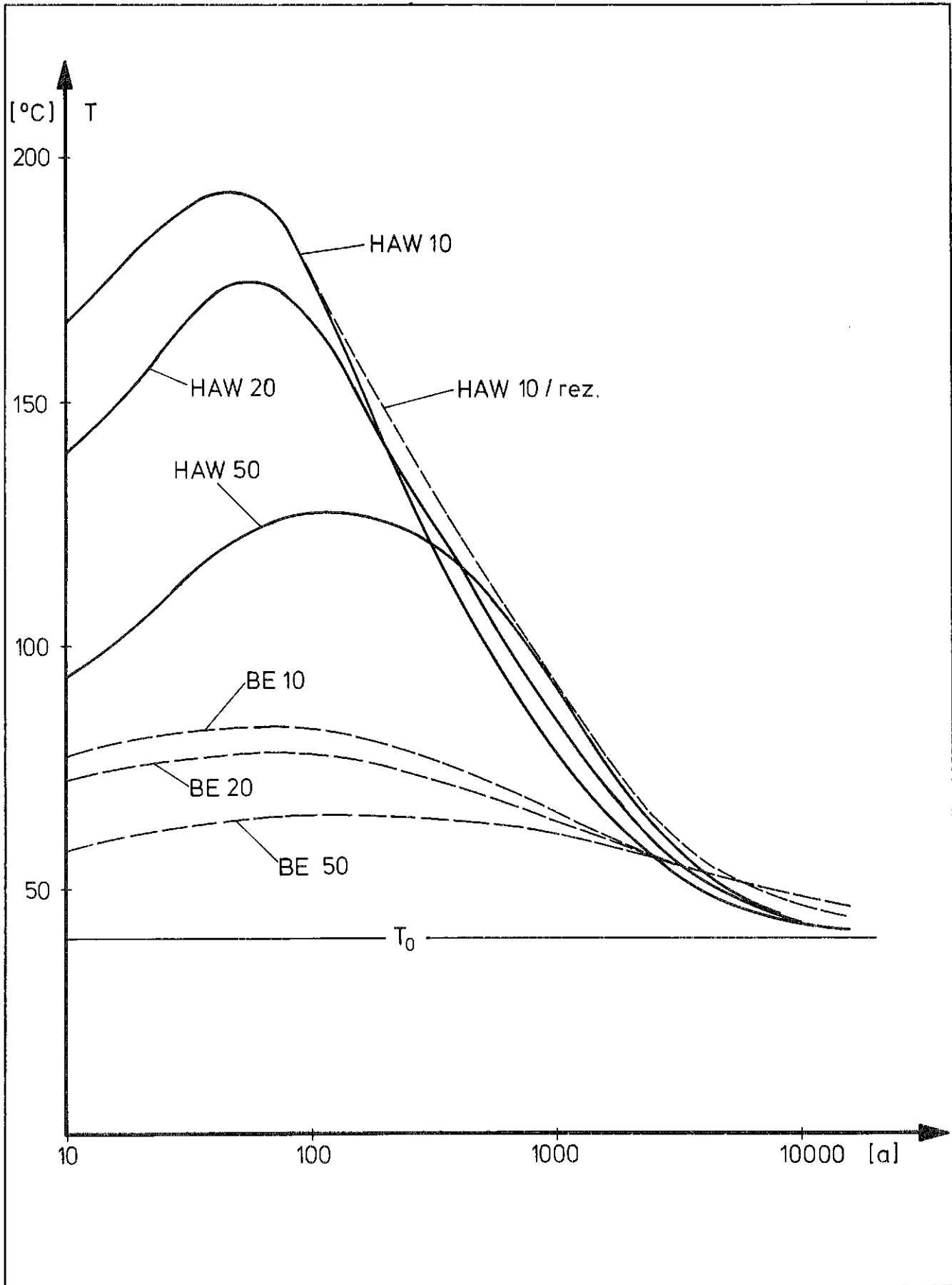


Abb. 5.18 Temperaturen an der Bohrlochwand für die verschiedenen Abfallvarianten (Brennelemente mit 6 m Bohrlochabstand)

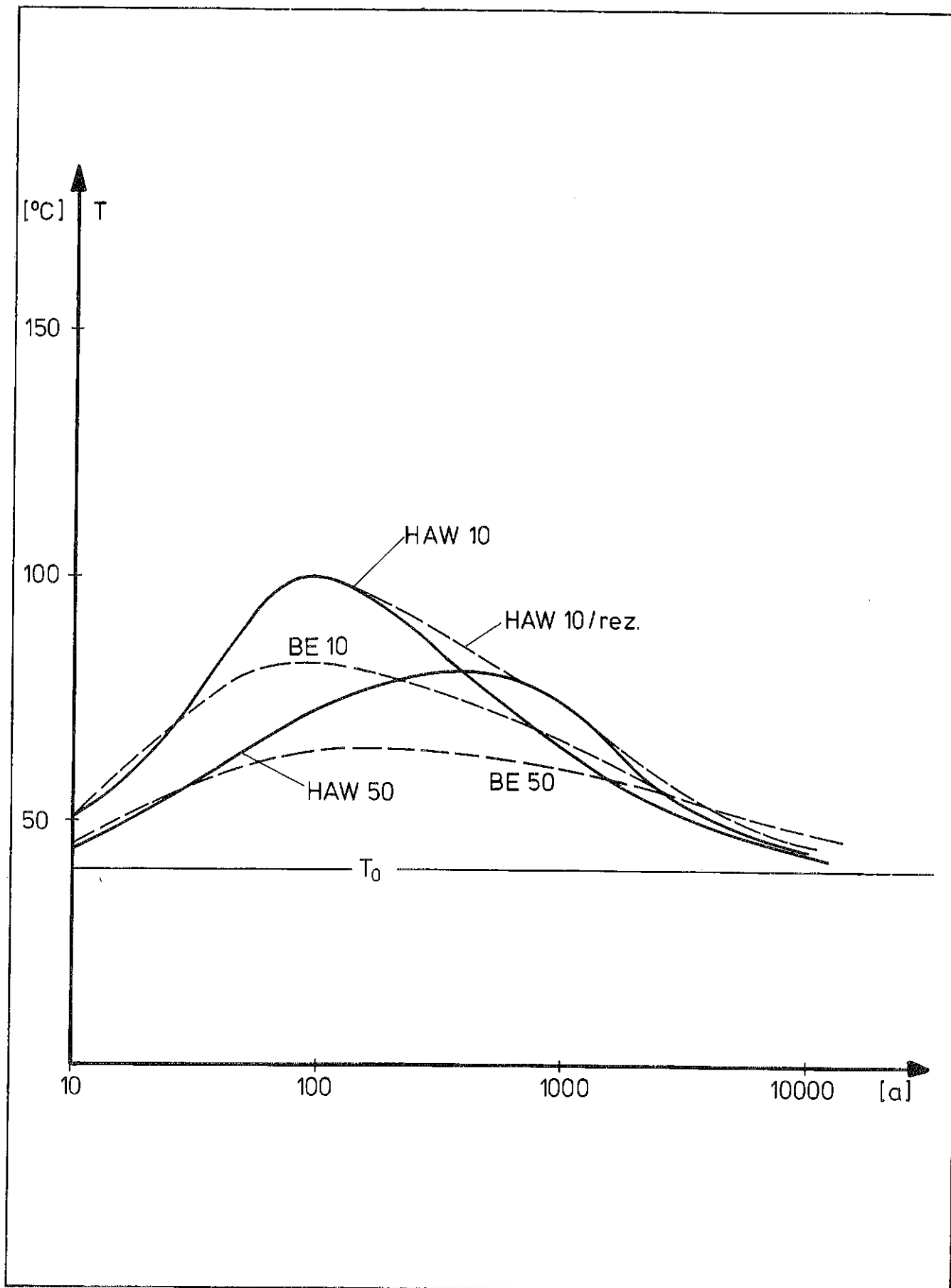


Abb. 5.19 Temperaturen im Bereich der verfüllten Strecken und Pfeiler bei den verschiedenen Abfallvarianten (Brennelemente mit 6 m Bohrlochabstand)

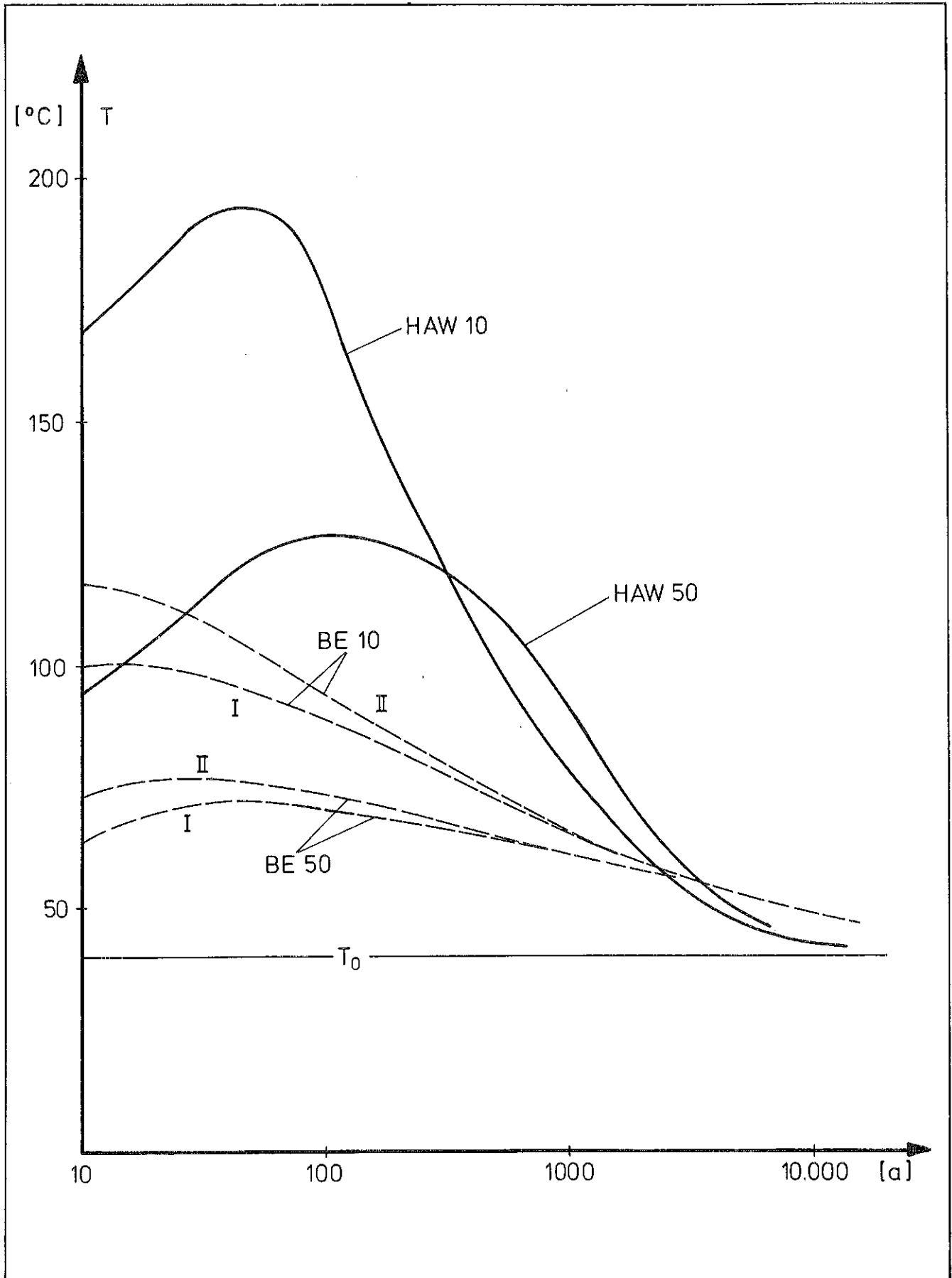


Abb. 5.20 Temperaturen an der Oberfläche der Abfallbehälter (Brennelemente mit 6 m Bohrlochabstand, Variante II mit Verrohrung)

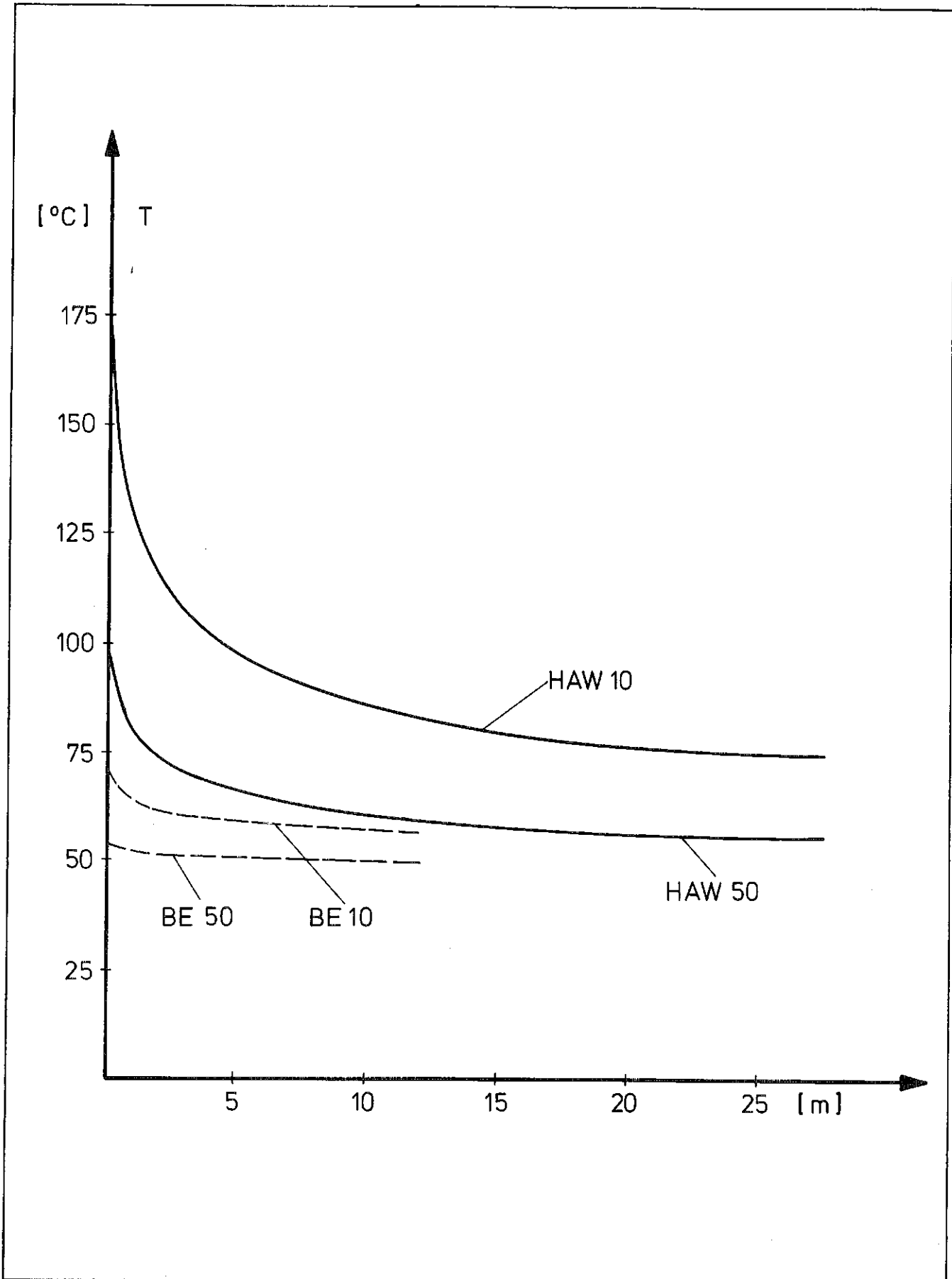


Abb. 5.21 Temperaturverteilung zwischen den Bohrlöchern 10 Jahre nach Einlagerung (Brennelemente mit 6 m Bohrlochabstand)

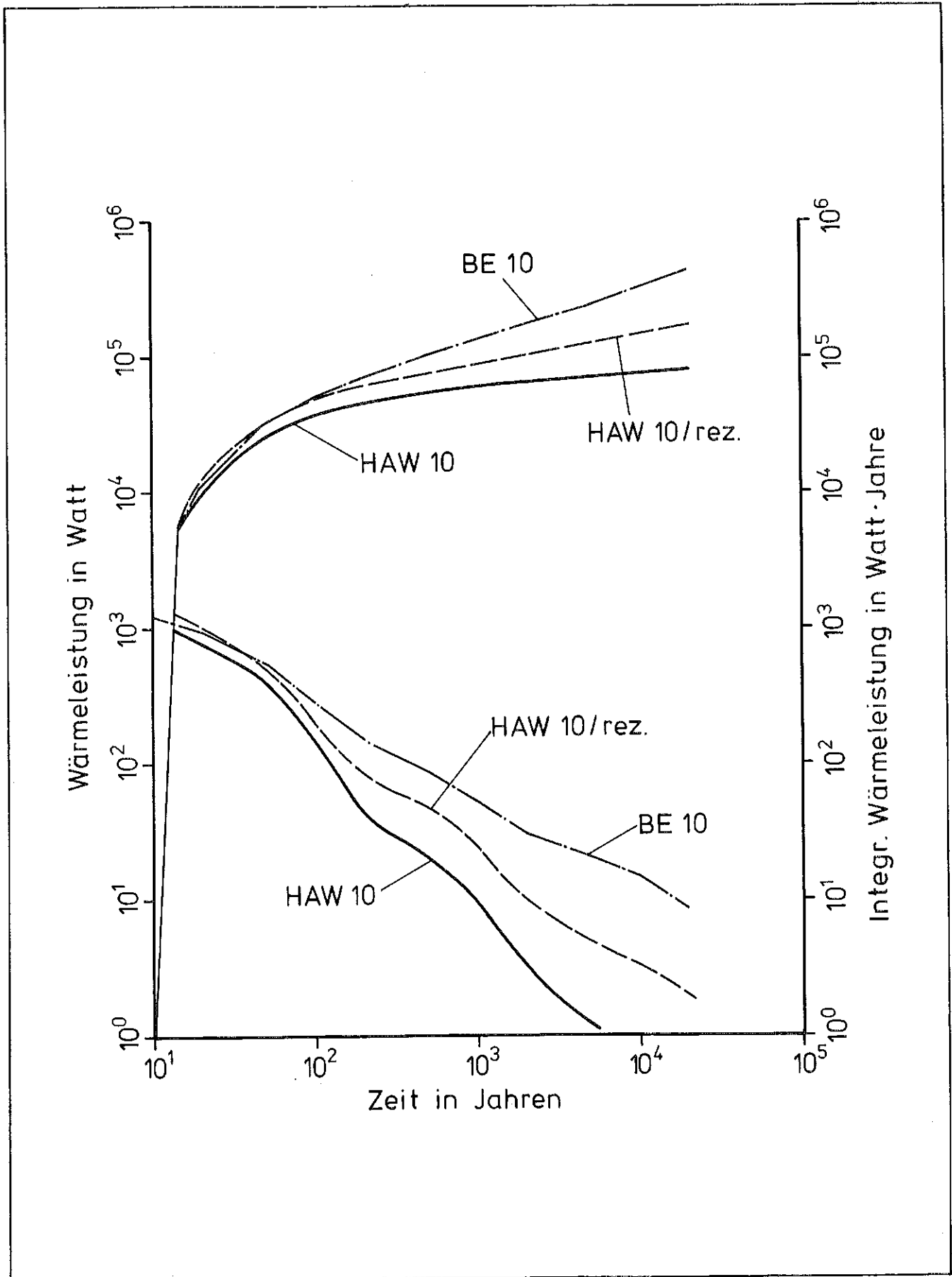


Abb. 5.22 Wärmeleistung und integrierte Wärmeleistung pro Tonne Schwermetall für verschiedene Abfallvarianten

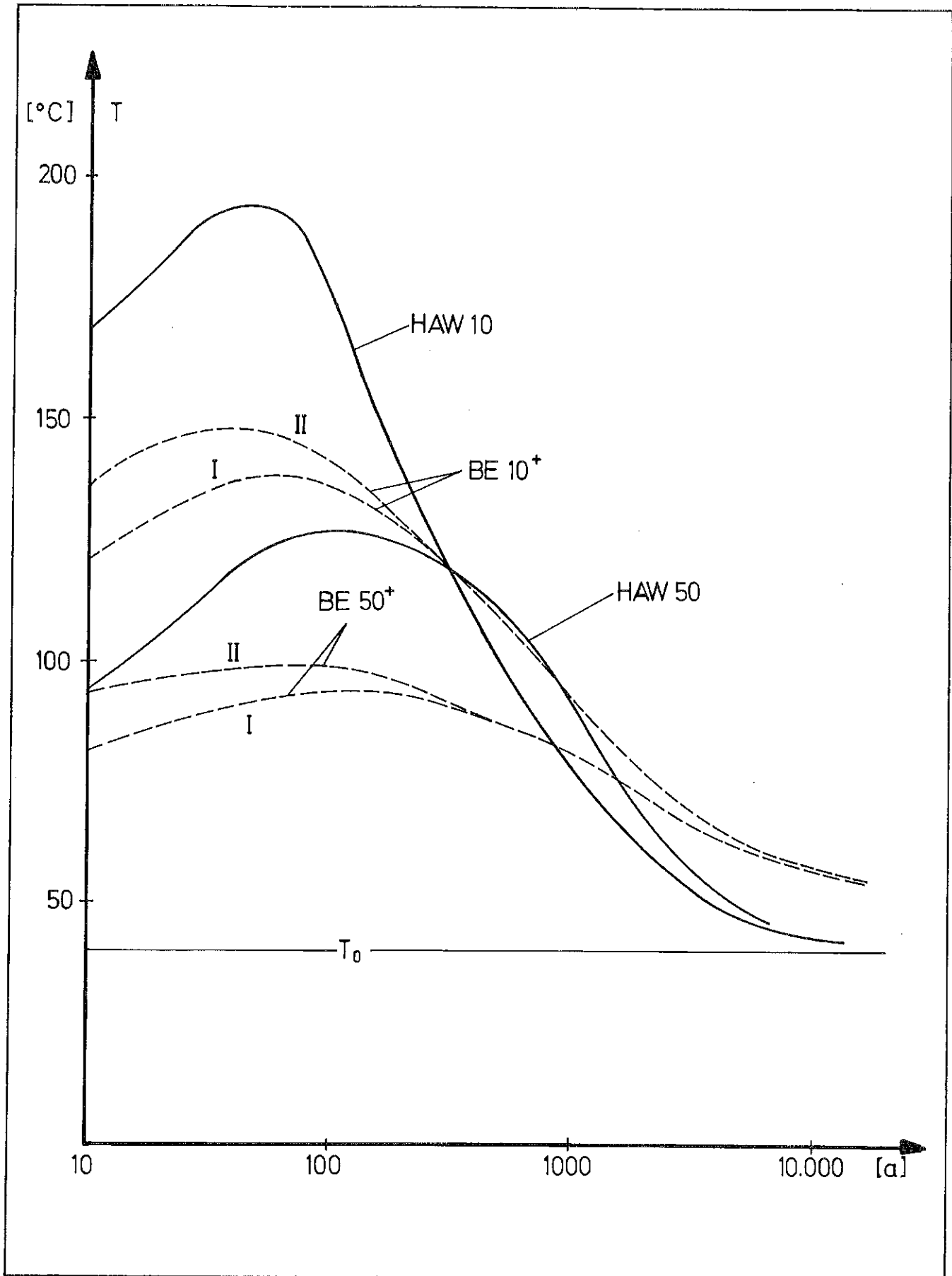
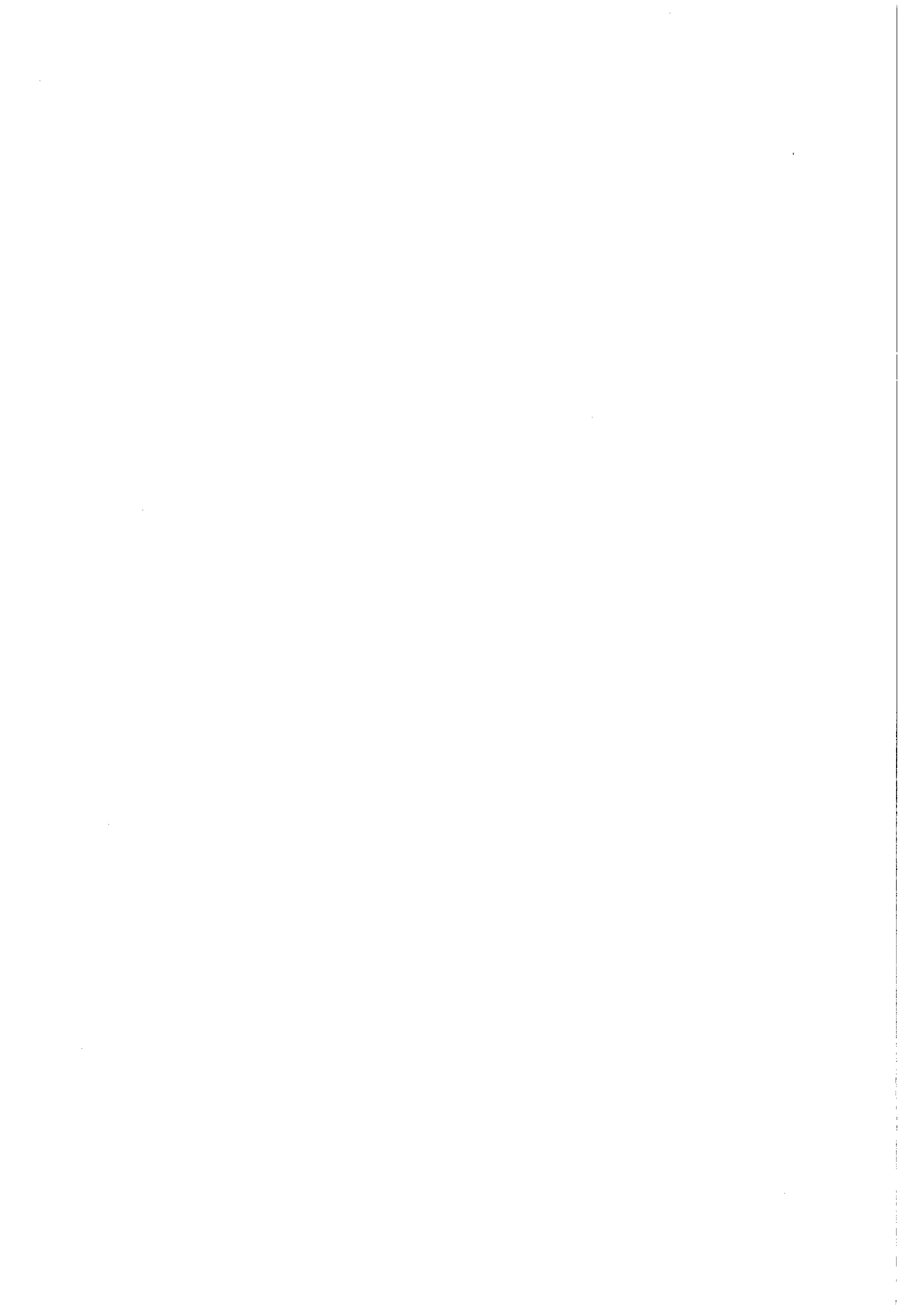


Abb. 5.23 Temperaturen an der Oberfläche der Abfallbehälter (Brennelemente mit 3 m Bohrlochabstand, Variante II mit Verrohrung)



6. Energie-, rohstoff- und technologiepolitische Gesichtspunkte

In diesem Kapitel wird untersucht, wie sich der Bedarf an Natururan in der Bundesrepublik Deutschland unter Zugrundelegung des Kernenergieszenariums aus Kapitel 3.4.1 entwickeln könnte, wenn die eine oder andere Entsorgungsalternative eingeschlagen wird. In diesem Zusammenhang muß noch einmal darauf hingewiesen werden, daß die Angaben nicht als Prognosen zu verstehen sind, sondern daß lediglich Tendenzen aufgezeigt werden sollen. Darüberhinaus wird angegeben, welche Rohstoffmengen im Falle der direkten Endlagerung abgebrannter Brennelemente für die Herstellung der Brennelementbehälter benötigt werden. Abschließend wird in diesem Kapitel eine Stellungnahme der DWK zu der in Hessen geplanten kleinen Wiederaufarbeitungsanlage wiedergegeben.

6.1 Energiepolitische Aspekte

6.1.1 Bedarf an Natururan in der Bundesrepublik Deutschland

6.1.1.1. Direkte Endlagerung abgebrannter Brennelemente

Für das Referenzszenarium ergeben sich im Falle der direkten Endlagerung abgebrannter Brennelemente mit Druckwasserreaktoren gegenwärtiger Auslegung die in der zweiten Reihe von Tabelle 6.1 zusammengestellten jährlichen bzw. ab 1980 kumulierten Natururanmengen. Den Berechnungen liegt eine jährliche Nachladung von 26 t Brennstoff pro installiertem GWe, eine Anreicherung von 3,2 % und ein Restgehalt von 0,25 % in den "tails" der Anreicherungsanlage zugrunde. Das führt zu einem jährlichen Natururanbedarf von etwa 167 t pro installiertem GWe.

Nach dieser Tabelle beträgt der kumulierte Natururanbedarf bis zum Jahre 2015 bereits etwa 300.000 t und bis zum Jahre 2030 etwa 500.000 t. Bei einem langsameren Ausbau der Kernenergie (z.B. 35 GWe im Jahre 2000, 45 GWe ab 2020) würden diese Zahlen bei etwa 200.000 t bzw. 300.000 t liegen. Es gibt nun mehrere Möglichkeiten, den spezifischen Natururanbedarf (t Uran/GWe) zu senken.

6.1.1.2 Senkung des Uranbedarfs ohne Wiederaufarbeitung

Durch erhöhte Trennarbeit läßt sich in Anreicherungsanlagen ein größerer Anteil des Spaltstoffs aus dem Natururan gewinnen. Dabei senkt man den Restgehalt an U-235 in den "tails" der Anreicherungsanlage. Eine Verringerung dieses Restgehaltes von derzeit wirtschaftlich optimal 0,25 % auf 0,1 % senkt z.B. den Natururanbedarf für auf 3,2 % angereichertes Uran um 20 % / 6.1 /. Wenn die Uranpreise um einen Faktor 4 bis 5 steigen, ist es - sofern die Kosten für Trennarbeit nicht ebenfalls stark anziehen - für Leichtwasserreaktoren durchaus wirtschaftlich, von dieser Möglichkeit Gebrauch zu machen.

Nach INFCE-Schätzungen / 6.2 / läßt sich darüberhinaus der spezifische Uranbedarf durch Erhöhung des Abbrandes, durch modifizierte Kernausslegung und andere Einsatzplanung für einzelne Brennelemente um insgesamt bis zu etwa 30 % senken, wobei einige Länder allerdings Einsparungen um maximal 15 % für realistischer halten.

Veranschlagt man spezifische Uraneinsparungen, die durch die oben genannten Maßnahmen ab 1990 linear bis auf 45 % im Jahre 2030 ansteigen, so erhält man für das Referenzszenarium die in der dritten Zeile von Tab. 6.1 angegebenen Zahlen für den Bedarf an Natururan. Man erkennt daraus, daß sich durch diese Maßnahme bis zum Jahre 2030 insgesamt etwa 20 %, d.h. etwa 100.000 t Natururan einsparen lassen.

6.1.1.3 Senkung des Uranbedarfs durch thermisches Rezyklieren

Im Falle einer Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente kann das abgetrennte Uran und Plutonium in Leichtwasserreaktoren zurückgeführt werden und so zu einer weiteren Einsparung an Natururan führen.

Rückführung von Resturan in thermische Reaktoren

Die entladenen Brennelemente enthalten entsprechend den neutronenphysikalischen Rechnungen in Kapitel 2 noch 29 % des im frischen Brennstoff eingesetzten U-235. Für die Rückführung dieses Spaltstoffes bestehen zwei Möglichkeiten: Wiederanreicherung des Resturans oder Vermischung des Resturans mit hinreichend hoch angereichertem frischen Uran.

Da bei der Wiederanreicherung des Resturans ein Teil des U-235 in die "tails" der Anreicherungsanlage geht, ist die erzielbare Natururanersparnis mit 22 % geringer als die oben genannten 29 %. Das Problem der Wiederanreicherung liegt in der Kontamination der Anreicherungsanlage durch U-232 und durch Technetium-99, das bei der Wiederaufarbeitung nicht restlos abgetrennt werden kann. Bei mehrfachem Rezyklieren von Resturan steigt der unerwünschte Anteil von U-236, aus dem im Reaktor ständig mehr U-232 entsteht, wodurch die Kontaminationsprobleme bei der Wiederanreicherung erhöht werden.

Diese Probleme werden vermieden durch Vermischung des Resturans mit hinreichend hoch angereichertem frischen Uran. Bei vollständiger Rückführung des Resturans aus der ersten Generation in den gleichen Reaktor ist es jedoch erforderlich, das U-235 im Ergänzungsmaterial auf 35 % anzureichern.

Aus der Sicht der Proliferationsproblematik sind derartige Anreicherungen unerwünscht. Die folgenden Angaben verdeutlichen, daß man durch einen mäßigen Verzicht auf vollständige Rückführung des Resturans eine erhebliche Senkung der erforderlichen U-235-Anreicherung im frischen Ergänzungsmaterial erreichen kann.

Anteil von Resturan im nachgeladenen Brennstoff	93,5 %	75 %	66,7 %
Erforderliche Anreicherung im Ergänzungsmaterial	35 %	10 %	7,8 %
Prozentuale Einsparung von Natururan durch Rückführung	22 %	18 %	16 %
Mehraufwand an Trennarbeit für die Nachladung mit Rückführung	19 %	11 %	9 %

Wie aus diesen Angaben zu entnehmen ist, liegt der Mehraufwand an Trennarbeit gegenüber einer Nachladung ohne Rezyklierung des Resturans nicht sehr hoch. Der Grund ist darin zu suchen, daß die Anreicherungsarbeit zwar überproportional mit der Produktanreicherung wächst, gleichzeitig aber die für die Vermischung mit Resturan erforderliche Produktmenge etwa umgekehrt propor-

tional zur Anreicherung sinkt.

Ein Nachteil dieser Art der Rückführung von Resturan gegenüber der Wiederanreicherung besteht darin, daß man bei der Refabrikation mit kontaminiertem Uran für die gesamte Nachladung arbeiten muß, während dies bei der Rückführung durch Wiederanreicherung nur für einen Teil der Nachladung erforderlich ist. In beiden Fällen steigen die Anforderungen an Strahlenschutzmaßnahmen bei der Refabrikation (insbesondere wegen wachsender Anteile an U-232), wenn man zu mehrfacher Rezyklierung von Resturan übergeht, was ein mehrfaches Rezyklieren von Resturan in thermischen Reaktoren sehr erschwert. Im Rahmen der Studie wurde daher nur ein zweimaliges Rezyklieren des Resturans betrachtet. Die abgebrannten Brennelemente müssen anschließend als Abfall behandelt werden.

Für die später folgenden Zahlenbeispiele wurde der zweite Weg zur Rückführung von Resturan angenommen und unterstellt, daß nicht mehr als zwei Drittel der Nachladung auf der Basis von Resturan erfolgt. Das bedeutet eine Natururanersparnis von 16 % im Gleichgewichtszustand. Das restliche Drittel Uran könnte z.B. in Mischoxidbrennelementen eingesetzt werden.

Rückführung von Plutonium in thermische Reaktoren

Durch die Rückführung von Plutonium der ersten Generation in thermische Reaktoren läßt sich im Gleichgewichtszustand eine Einsparung an Natururan für die Nachladung von etwa 15 % erzielen. Geringe Abweichungen von diesem Wert können auftreten, je nachdem welches technische Konzept oder welche Strategie für die Pu-Rückführung gewählt wird.

Ähnlich wie bei der Rückführung von Resturan muß man jedoch berücksichtigen, daß sich bei mehrfacher Rezyklierung von Plutonium erstens eine reaktivitätsmäßig nachteilige Verschiebung der Plutonium-Isotopenanteile in Richtung auf höhere Plutoniumisotope (Pu-240, Pu-242) ergibt und zweitens ein wachsender Gehalt an Am-241 und anderer Transplutoniumelemente unter Umständen zu erhöhten Strahlenschutzmaßnahmen bei der Refabrikation zwingen kann.

Im folgenden wird daher davon ausgegangen (siehe auch Kapitel 2.3), daß langfristig jeweils nur Plutonium aus erster und zweiter Generation in Leichtwasserreaktoren rückgeführt wird. In einem Gleichgewichtszustand bedeutet das: Ein Drittel der Jahresnachladung erfolgt mit frischem Brennstoff auf Natururanbasis, ein Drittel wird unter Beimischung von entladem Plutonium aus erster Generation bereitgestellt, das letzte Drittel enthält Plutonium aus zweiter Generation. In einem solchen Gleichgewichtszustand können jährlich 9 % des Natururans gegenüber dem Fall ohne thermische Rückführung von Plutonium eingespart werden. Überschlagsrechnungen für vielfache Rezyklierung führen zu 11 % bis 12 % Ersparnis.

Unter diesen Annahmen läßt sich bei gemeinsamer Rückführung von Uran und Plutonium in einem Gleichgewichtszustand langfristig eine Ersparnis von etwa 25 % an Natururan durch Wiederaufarbeitung erzielen.

Solange laufend Kernkraftwerke zugebaut werden, befindet sich das Kernenergiesystem jedoch noch nicht im Gleichgewichtszustand. Es erhebt sich daher die Frage, welche Uraneinsparungen unter Annahme des Kernenergieszenariums aus Kapitel 3.4.1 tatsächlich in der Bundesrepublik Deutschland durch thermisches Rezyklieren erzielt werden könnten. Diese Frage ist eng verknüpft mit dem Inbetriebnahmezeitpunkt und der Kapazität von Wiederaufarbeitungsanlagen. Hierfür wurden folgende Annahmen getroffen:

700 jato ab 2000
 1400 jato ab 2005
 2100 jato ab 2015

Eine Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente in ausländischen Anlagen wurde hierbei nicht in Betracht gezogen. Die Annahmen über die Verfügbarkeit von Wiederaufarbeitungsanlagen sind bis auf die letzte Angabe identisch mit den Annahmen in Kapitel 3.4.2 über den Zubau von Entsorgungsanlagen. Anstelle der dort postulierten Entsorgungskapazität von 2800 jato im Jahre 2015 werden hier nur 2100 jato Wiederaufarbeitungskapazität angesetzt, was zur Folge hat, daß auch in den Folgejahren nur Brennelemente mit einer Abklingzeit von mindestens 7 Jahren wiederaufgearbeitet werden. Mit diesen Annahmen wird der Umfang der thermischen Rezyklierung zunächst durch die Wiederaufarbei-

tungskapazität begrenzt; erst um 2030 würde eine Begrenzung durch die Menge an abgebrannten Brennelementen erster und zweiter Generation wirksam.

Die Ergebnisse der Rechnungen zum Natururanbedarf beim thermischen Rezyklieren sind in der vierten Zeile der Tabelle 6.1 zusammengefaßt. Auch hier wurde vorausgesetzt, daß die in Kapitel 6.1.1.2 beschriebenen Maßnahmen zur Einsparung an Natururan angewendet werden.

Man erkennt aus dieser Tabelle, daß die jährlichen Einsparungen an Natururan bei etwa 25 % liegen. Für den kumulierten Natururanbedarf ergeben sich bis zu den Jahren 2015, 2030 und 2045 Einsparungen von 11 %, 17 % und 19 %. Damit sind die bis zum Jahre 2030 zu erzielenden Einsparungen an Natururan durch das thermische Rezyklieren etwa vergleichbar mit den Einsparmöglichkeiten durch Senkung des Restgehalts in den "tails" bei der Anreicherung und optimierten Reaktorbetrieb. Durch beide Maßnahmen ließe sich damit der kumulierte Natururanbedarf bis zum Jahre 2030 von etwa 500.000 t auf etwa 320.000 t d.h. um etwa 36 % senken. Neben der Einsparung an Natururan spricht für das thermische Rezyklieren auch eine Einsparung an Trennarbeit bei der Anreicherung.

6.1.1.4 Einführung schneller Brutreaktoren

Obwohl die Studie die Entsorgung von Leichtwasserreaktoren zum Thema hat, soll an dieser Stelle auch auf schnelle Brutreaktoren (SBR) eingegangen werden, vor allem unter dem Aspekt, ob durch einen mittelfristigen Verzicht auf Wiederaufarbeitung eine spätere Einführung schneller Brutreaktoren stark beeinträchtigt wird.

Durch Einsatz des aufgearbeiteten LWR-Plutoniums zum Aufbau von Spaltstoff-Kreislaufinventaren für Brutreaktoren lassen sich nachhaltigere Einsparungen an Natururan erzielen als durch thermische Rezyklierung. Dabei ist der jährlich Plutonium-Ausstoß von etwa 40 GWe an Leichtwasserreaktoren und eine entsprechende jährliche Wiederaufarbeitungskapazität von etwa 1050 t erforderlich, um im Falle schneller Brutreaktoren das Kreislaufinventar für 1 GWe bereitzustellen. Deshalb werden rund 20 Jahre benötigt, um die Hälfte einer bestehenden LWR-Population durch SBR zu ersetzen. Der Brutüberschuß von SBR trägt zu Beginn der Brütereinführung nur wenig zum Aufbau weiterer Inventare

bei. Diesen Zahlenangaben liegt ein Kreislaufinventar von 6 t spaltbarem Pu pro GWe für einen schnellen Brutreaktor zugrunde. Dieses Inventar reicht jedoch zum Betrieb des SBR nur dann aus, wenn die einzelnen Teilschritte des Brennstoffkreislaufs von der Entladung über die Wiederaufarbeitung bis zur Refabrikation in weniger als zwei Jahren durchlaufen werden. Bei vier Jahren Excorezeit müßten 9 t spaltbares Pu pro GWe veranschlagt werden.

Bei der Anreicherung des Natururans, das zur jährlichen Brennstoffnachladung von LWR mit einer Gesamtkapazität von 40 GWe erforderlich ist, fällt eine große Menge an abgereichertem Uran an, die für die Versorgung eines SBR (1 GWe) mit frischem Brutstoff etwa 200 Jahre ausreicht. Durch Rückführung entladenen Brutstoffs ließe sich dieser Zeitraum noch erheblich strecken.

Im Falle einer Entscheidung zur Brütereinführung im großtechnischen Maßstab, die im vorliegenden Fall für das Jahr 2005 postuliert wurde, wird die Geschwindigkeit der etwa 10 Jahre später beginnenden Substitution von LWR durch SBR in erster Linie von folgenden Einflußgrößen abhängen:

- technische Bewährung, einschließlich der Wiederaufarbeitung von SBR-Brennelementen und Refabrikation, wirtschaftliche Attraktivität und Ausmaß der nationalen und internationalen Akzeptanz von SBR.
- Umfang der dann bestehenden Wiederaufarbeitungskapazität für LWR, um Plutonium für die Kreislaufinventare bereitstellen zu können.
- Zeitspannen zwischen Entladung, Wiederaufarbeitung, Refabrikation und Nachladung von SBR-Brennstoff, die das Spaltstoffkreislaufinventar von SBR stark mitbestimmen.

Resultate einiger Modellrechnungen für das Referenzszenarium sind in Abb. 6.1 grafisch dargestellt und in Tabelle 6.2 näher erläutert.

Die wesentlichen Aussagen dieser Abbildung und dieser Tabelle lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- Die Nutzung von LWR-Plutonium zur Brütereinführung kann den bis zur Mitte des nächsten Jahrhunderts kumulierten Natururanbedarf zwar nicht drastisch, aber immerhin im Bereich von 25 bis 30 % gegenüber dem "Wegwerf-Zyklus" reduzieren. Grund für diese relativ geringe Einsparung innerhalb dieses Zeitraumes ist der Zeitbedarf von 35 bis 40 Jahren, der nach einer Entscheidung für eine konsequente Einführung der Brüterlinie aus technischer Sicht erforderlich ist, um etwa 75 % der LWR durch SBR zu substituieren. Einsparungen in dieser Größenordnung lassen sich zusätzlich durch Senkung des Restgehalts in den "tails" bei der Anreicherung und optimiertem Reaktorbetrieb erzielen.
- Obwohl der kumulierte Natururanbedarf durch die Einführung von schnellen Brutreaktoren bis zur Mitte des nächsten Jahrhunderts nicht entscheidend gesenkt werden kann, kann der jährliche Uranbedarf bei konsequentem Brüterausbau wesentlich herabgesetzt werden. Jährliche Einsparungen in der Größenordnung von 70 bis 80 % sind dabei bereits gegenüber dem "Wegwerf-Zyklus" bei Beibehaltung der heutigen LWR-Technologie möglich, d.h. bis zu diesem Zeitpunkt läßt sich eine weitgehende Versorgungsunabhängigkeit erzielen.
- In den untersuchten Modellfällen (Entscheidung für großtechnische Brütereinführung im Jahre 2005) wird die Einführungsgeschwindigkeit für Brutreaktoren in erster Linie durch die zeitliche Entwicklung der Wiederaufarbeitungskapazität für LWR-Brennstoff bestimmt. Im Fall 1 (vgl. Tab. 6.2) wäre es möglich, ab 2005 bis 2028 für eine Kapazitätsausweitung und für Ersatzreaktoren nur noch SBR zu bestellen. Bei einer Endlagerung aller abgebrannter Brennelemente bis zum Jahre 2005 (vgl. Tab. 6.2, Fall 2), müßte man trotz der großen Wiederaufarbeitungskapazität von 3200 jato 10 Jahre früher als im Fall 1 teilweise auch wieder LWR bauen, da nicht mehr genügend Plutonium zur Verfügung stünde. Dementsprechend wäre eine Versorgungsunabhängigkeit auch erst 10 Jahre später zu erreichen.

- Realistischer als eine schlagartige Umstellung auf schnelle Brutreaktoren dürften Szenarien sein, bei denen die Substitution der LWR langsamer erfolgt. Die Auswirkungen einer zwischenzeitlichen Endlagerung abgebrannter Brennelemente auf die Einführung schneller Brutreaktoren sind hierbei geringer, sie würden sich erst nach zwei bis drei Jahrzehnten bemerkbar machen und für den Uranbedarf von untergeordneter Bedeutung sein. Andererseits ist jedoch die Annahme einer zweijährigen Ex-corezeit vor allem in der Einführungsphase wahrscheinlich sehr optimistisch, so daß unter Umständen größere Pu-Mengen zur Inbetriebnahme der Brutreaktoren erforderlich wären. Inwieweit bei einer langsameren Einführung schneller Brutreaktoren Engpässe bei der Pu-Versorgung durch eine zwischenzeitliche Endlagerung abgebrannter Brennelemente auftreten können, hängt von einer Reihe von Faktoren ab, deren Untersuchung den Rahmen dieser Studie sprengen würde.

6.1.2 Deckung des Bedarfs an Natururan

6.1.2.1 Nationale und internationale Versorgungsbasis

Für Gewinnungskosten bis zu 130 \$/kg U werden die Uranressourcen in der Bundesrepublik auf etwa 20×10^3 Tonnen Uran geschätzt, davon sind 4500 t einigermaßen gesichert, 7500 t werden als "zusätzlich geschätzte" Vorräte und 10.000 t als "spekulativ" angegeben. Wie aus Tabelle 6.1 zu entnehmen ist, können diese Vorräte nur wenige Jahre den Uranbedarf zu Beginn des nächsten Jahrhunderts decken, so daß eine nahezu vollständige Importabhängigkeit vorliegt.

Neuere Angaben über die weltweite Situation bezüglich der Uranreserven können aus der folgenden Zusammenstellung entnommen werden. Die Angaben beziehen sich auf Vorräte, für die die Gewinnungskosten unter 130 \$/kg U geschätzt werden / 6.3, 6.4, 6.5 /.

	Einigermaßen gesicherte plus geschätzte zusätz- liche Vorräte / 10^6 t /	Als "spekulativ" ein- gestufte Vorräte / 10^6 t /
Welt	6	10 - 22
WOCA ^{+))}	5	6,6 - 14,8

Wie aus dieser Zusammenstellung zu entnehmen ist, sind die Angaben für die als "spekulativ" eingestuften Ressourcen äußerst unsicher. Auf der Basis statistischer Erwägungen über die Konzentration von Uran in der Erdkruste werden teilweise sogar noch höhere Zahlen genannt. Es kann gegenwärtig weder als sicher betrachtet werden, daß im nächsten Jahrhundert weltweit weitere Uranfunde im Umfang von 10 Mio t gemacht werden, noch kann ausgeschlossen werden, daß zusätzliche Uranfunde 20 Mio t erheblich übersteigen. Es ist weiter zu beachten, daß Uranpreise bis etwa 600 \$/kg U für LWR nicht prohibitiv sind: Sie würden sich in einer Erhöhung der Stromerzeugungskosten um 2 bis 3 Pf/kWh niederschlagen. Tragfähigere Schätzungen für Uranressourcen, die bei Gewinnungskosten oberhalb 130 \$/kg U erschlossen werden können, liegen nicht vor. Der Umfang der für LWR langfristig weltweit zur Verfügung stehenden Uranressourcen ist deshalb sehr ungewiß.

6.1.2.2 Entwicklung des weltweiten Uranbedarfs

Schätzungen internationaler Arbeitsgruppen zur künftig weltweit installierten Kernenergiekapazität weisen gegenüber früheren Prognosen einen geringeren Zuwachs auf. Dieser Trend mag sich künftig ändern oder nicht. Aufgrund der langen Projektlaufzeiten sind die Schätzungen nur bis 1995 einigermaßen tragfähig. Für die Zukunft danach enthalten sie stark spekulative Elemente, wie

+) World Outside Centrally Planned Economies Area, d.h.
weltweit nach Abzug von UdSSR, Osteuropa, China

auch für die Bundesrepublik. Im jüngsten Bericht der NEA-IEA / 6.3 / werden als hoher Fall für WOCA 1207 GWe für 2000 und 3900 GWe für 2025 genannt. Die Zahlen für einen "niedrigeren" Fall sind 833 GWe für 2000 und 1800 GWe für 2025. Inzwischen geben jüngere Schätzungen für eine Reihe von Einzel-Ländern Anlaß dafür, die im "niedrigeren" Fall für 2000 geschätzten Daten eher als "hoch" einzustufen. Für orientierende Zahlenvergleiche wird deshalb im folgenden von 1800 GWe in WOCA-Ländern im Jahre 2025 ausgegangen. Die im Referenzszenarium für die Bundesrepublik für 2025 veranschlagte Kapazität (85 GWe) beträgt etwa 5 % davon.

In dem durch 1800 GWe in 2025 gekennzeichneten Entwicklungsfall für die Kernenergiekapazität der WOCA-Länder werden bei Beibehaltung des gegenwärtigen spezifischen Uranbedarfs von LWR insgesamt 5 Mio t U (entsprechend der Summe aus "einigermaßen gesicherten" und "geschätzten zusätzlichen" Ressourcen dieser Länder) bis 2015 oder 2020 verbraucht sein. Die Versorgungsbasis danach wäre in "spekulativen" Ressourcen zu sehen, die jetzt noch nicht bekannt sind. Ob solche Uranressourcen weiter für wenige oder viele Jahrzehnte reichen können, ist unklar. Die entsprechenden Lagerstätten müßten nicht nur vorhanden sein, sondern auch rechtzeitig gesucht, gefunden, exploriert und zur Uranförderung erschlossen werden.

6.1.2.3 Verteilungspolitische Gesichtspunkte

Wann das Uran auf dem Weltmarkt "knapp" und teuer wird, hängt nicht nur von der natürlichen Ressourcenbasis und der Entwicklung der Gewinnungskosten ab. Vergleicht man die geografische Verteilung der einigermaßen bekannten Vorräte mit der geografischen Verteilung des Uranbedarfs um 2000, so zeichnen sich nur wenige wichtige Uranlieferanten ab: Kanada, Australien und einige Länder Afrikas (überwiegend Südafrika). Diesen Ländern stehen insbesondere Japan und Westeuropa als Importländer gegenüber. Wenn die Belieferung des Weltmarktes entscheidend von nur wenigen Ländern abhängt, muß man immer mit der Möglichkeit rechnen, daß Kartellbildungen einsetzen. Die Folge können dann Uranpreise sein, die (wie gegenwärtig bei Erdöl und Erdgas) erheblich über den Gewinnungskosten liegen. Politische Preise für die Gewährleistung der Uranversorgung können hinzutreten.

Insgesamt ist gegenwärtig weder auszuschließen, daß Uran für 2000 oder 3000 GWe an LWR-Kapazität bis weit in das nächste Jahrhundert zu akzeptablen Bedingungen verfügbar sein wird, noch ist auszuschließen, daß sich ernste Versorgungsschwierigkeiten bereits um die Jahrhundertwende ergeben. Eine Politik der möglichst effizienten Urannutzung dürfte daher dazu beitragen, die Unsicherheiten, die auf dem Uranmarkt existieren, in Grenzen zu halten.

6.1.3 Einsparung von Devisen durch Maßnahmen zur Verringerung des Uranbedarfs

Es ist klar, daß die Implikation von Alternativen der Entsorgung hinsichtlich der Möglichkeiten einer sparsameren Nutzung von Uran nur eine unter vielen Gesichtspunkten zur Beurteilung der Alternativen sind. Bei der Beurteilung der Rolle, die einer sparsameren Nutzung von Uran zukommt, muß man zumindest drei Teilaspekte unterscheiden:

- 1) Importpolitische Aspekte (insbesondere im Sinne von Strategien, Importabhängigkeiten langfristig nachhaltig eingrenzen zu können)
- 2) Die Wirtschaftlichkeit (im betriebswirtschaftlichen Sinne)
- 3) Entlastungen der Außenhandelsbilanz (Deviseneinsparungen)

Zu 1): Aufgrund früherer Einstellung von Uranproduzenten auf eine höhere weltweite Urannachfrage als sich gegenwärtig abzeichnet, ist für eine Reihe von Jahren zunächst eher mit einem Überangebot an Uran auf dem Weltmarkt zu rechnen als mit Engpässen. Gegenwärtig sinken die Uranpreise. Je nach Entwicklung der weltweiten Kernenergiekapazität (insbesondere in WOCA-Ländern) können die Verhältnisse in Richtung auf "Verkäufermärkte" umschlagen. Im Abschnitt 6.1.2.3 wurde auf mittelfristig absehbare Konstellationen für diesen Fall hingewiesen, die die Möglichkeit der Abhängigkeit von wenigen Ländern illustrieren.

Zu 2): Alle Maßnahmen zum sparsamen Umgang mit Uran müssen durch höheren technischen Aufwand, d.h. auch durch höheren Geldeinsatz erkauft werden. Was man dafür quantitativ zahlen muß, ist gegenwärtig

im einzelnen recht unklar. Entsprechend unklar sind Nettobilanzen, auch wenn man sie anhand alternativer Preisentwicklungen für Uran konkretisieren wollte. Auf Zahlenschätzungen wird hier deshalb verzichtet.

Zu 3): Hier sind die Verhältnisse durchsichtiger als bei den Teilaspekten 1) und 2), obwohl sie auch stark von Einschätzungen der künftigen Uranpreisentwicklung bestimmt werden.

Ein Zahlenbeispiel zur Beurteilung der Größenordnung von Deviseneinsparungen durch Maßnahmen zur Einsparung des jährlichen Uranbedarfs wird nachstehend gegeben. Für den Fall des Referenzszenariums wird eine Senkung des spezifischen Uranbedarfs im Jahre 2010 um 25 % angenommen. Dabei wird beispielhaft von einem vervierfachen Uranpreis (640 DM/kg U, inflationsbereinigt) gegenüber gegenwärtig 160 DM/kg U (Preis für Sofortlieferung) ausgegangen. 25 % des laut Referenzszenariums für 70 GWe bestehenden Uranbedarfs entsprechen 3000 t U jährlich oder 1,92 Mrd DM jährlich (im DM-Wert von 1980). Es handelt sich also um beachtliche Beträge, die hier zur Diskussion stehen.

Eine Einordnung in Anforderungen an Devisen für Importe fossiler Primärenergieträger, beispielsweise Erdöl, ist jedoch angebracht: 70 GWe entsprechen bei einem Lastfaktor 0,7 einer Primärenergieversorgung von 100 Mio t SKE Erdöl pro Jahr. Zum Vergleich: 1979 betrug der Erdölbeitrag zur Primärenergieversorgung inklusive importierter Erdölprodukte in der Bundesrepublik etwa 210 Mio t SKE Rohöl. Bei ebenfalls bis 2010 real vervierfachen Importpreisen für Erdöl (140 \$/bbl gegenüber gegenwärtigen Importpreisen von 35 \$/bbl), würden Devisen im Umfang von 196 Mrd DM/a aufzubringen sein. Technische Aufwendungen zur Einsparung von 25 % davon würden zu einer Devisenersparnis von etwa 50 Mrd DM pro Jahr (inflationsbereinigt) führen.

Dieses Zahlenbeispiel kann nur zur zahlenmäßigen Orientierung dienen. Da die Verwendungszwecke von Öl und Kernenergie unterschiedlicher Art sind, sind Vergleiche über Primärenergieäquivalente (Heizwerte) sehr grober Natur. Substitutionsmöglichkeiten von Uran und Öl sind in beiden Richtungen begrenzt. Wo sie bestehen, können Heizwerte auch nicht einfach auf einer 1:1-Basis verrechnet werden.

Abschließend sei auf einen anderen Sachverhalt hingewiesen, der mit den vergleichsweise geringen Uranpreisen (bezogen auf den Heizwert ist Uran gegenwärtig um einen Faktor 25 billiger als Öl) zusammenhängt: Wegen des geringen Anteils der Urankosten an den Gesamtkosten der Stromerzeugung von Leichtwasserreaktoren ist eine Uranpreissteigerung um den Faktor 4 nicht schwerwiegend für die Wirtschaftlichkeit dieser Reaktoren. Gerade deswegen werden sich jedoch bei einem möglichen Übergang von einem käuferbeherrschten zu einem verkäuferbeherrschten Uranmarkt hohe Uranpreise leicht durchsetzen lassen.

6.2 Verbrauch an Rohstoffen für die Brennelementbehälter

Wie bereits in Kapitel 4.2.2.3 bei der Beschreibung des schwedischen Referenzkonzeptes zur direkten Endlagerung abgebrannter Brennelemente hingewiesen wurde, würden bei Realisierung dieses Konzeptes enorme Mengen an Kupfer und Blei benötigt. Vor allem unter dem Aspekt der langfristigen Ressourcenverknappung und der Attraktivität einer derartigen "Kupfer- und Bleimine" für spätere Generationen wurde hierin ein Einwand gegen dieses Konzept gesehen.

Auch für die im Rahmen dieser Studie vorgeschlagenen Endlagerbehälter (siehe Kapitel 4.3.2.2) würden größere Mengen an Rohstoffen verbraucht. Im Falle eines Vergießens der Behälter mit Blei müßten pro Brennelementbehälter 3600 kg Blei eingesetzt werden. Der Verbrauch an Nickel für einen einschaligen Brennelementbehälter aus einer Nickelbasislegierung (z.B. Hastelloy, Inconel 625) würde z.B. bei einer Wandstärke von 4 cm etwa 1200 kg Ni betragen. Bei einem zweischaligen Brennelementbehälter mit einer 4 mm dicken Auflage aus einer Titanlegierung würden pro Behälter etwa 120 kg Ti benötigt. Damit würden sich in einem Endlagerbergwerk bei einem Jahresdurchsatz von 1400 t Brennstoff nach einer Einlagerungszeit von 50 Jahren folgende Rohstoffmengen befinden:

- 470.000 t Blei
- 156.000 t Nickel oder
- 16.000 t Ti.

Die Mengen an Blei und an Nickel im Endlagerbergwerk entsprechen in erster Näherung dem doppelten Jahresverbrauch (1978) der Bundesrepublik Deutschland. Der Gesamtverbrauch an Titan würde hingegen weniger als 10 % des Jahresverbrauchs (1974) ausmachen. Wie sich diese Zahlen einordnen in den jährlichen Gesamtverbrauch an diesen Rohstoffen bzw. in Relation stehen zu den bekannten Reserven, kann aus Tabelle 6.3 entnommen werden. Unter dem Aspekt der Verfügbarkeit der erforderlichen Rohstoffmengen dürften die vorgeschlagenen Konzepte realisierbar sein, trotzdem sollte dem relativ hohen Verbrauch an Blei und Nickel bei weiterführenden Arbeiten zur Behälterentwicklung verstärkte Aufmerksamkeit gewidmet werden.

6.3 Technologiepolitische Aspekte

Nach dem Beschluß der Regierungschefs von Bund und Ländern soll eine Entscheidung über den großtechnischen Einsatz der einen oder anderen Entsorgungstechnologie Mitte der achtziger Jahre gefällt werden. Die vom Bundestag eingesetzte Enquete-Kommission "Zukünftige Kernenergie-Politik" sprach sich mehrheitlich für eine entsprechende Entscheidung im Jahre 1990 aus. Die Inbetriebnahme großtechnischer Wiederaufarbeitungsanlagen wäre demnach frühestens Ende der neunziger Jahre bzw. Anfang des nächsten Jahrhunderts möglich.

Anfang 1980 stellte die Deutsche Gesellschaft für Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen (DWK) den Antrag auf Errichtung einer kleinen Wiederaufarbeitungsanlage in Hessen. Die Enquete-Kommission sprach sich Mitte 1980 einstimmig für den umgehenden Bau einer Demonstrationsanlage aus. Die DWK als unmittelbar Betroffene wurde gebeten, im Rahmen der Studie eine Stellungnahme zu der in Hessen geplanten kleinen Wiederaufarbeitungsanlage abzugeben und aus ihrer Sicht darzustellen, welche Mindestmaßnahmen zur Sicherung und Weiterentwicklung des in der Bundesrepublik Deutschland vorhandenen Know-how auf dem Gebiet der Wiederaufarbeitung und Abfallbehandlung notwendig sind. Diese Stellungnahme wird im folgenden wiedergegeben:

"Die EUROCHEMIC-Wiederaufarbeitungsanlage wurde 1968 mit einer Jahreskapazität von 90 t U unter Beteiligung der Bundesrepublik Deutschland in Betrieb genommen. Die Anlage wurde 1974, obwohl sie gerade in den drei letzten Betriebsjahren 80 % der Gesamtmenge an Oxid-Brennstoffen verarbeitet hat, von den OECD-Gesellschaftern aus nicht technischen Gründen stillgelegt. Sie soll demnächst erweitert und wieder in Betrieb genommen werden. Das in der EUROCHEMIC erworbene Erfahrungspotential muß nun in einer neuen fortgeschrittenen Anlage erhalten und weiterentwickelt werden.

Die Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe (WAK) mit einer Jahreskapazität von 35 t U wurde 1971 in Betrieb genommen und arbeitet seitdem erfolgreich. Nach nun fast zehnjähriger Betriebszeit könnte diese Anlage das Know-how im Status quo etwa noch weitere 10 bis 15 Jahre erhalten. Da aber allein für die Verwirklichung der Anschlußanlage ein Zeitraum in dieser Größenordnung erforderlich ist, muß - um einem Untergang des Know-how vorzubeugen - bereits heute mit der Planung, Genehmigung und Errichtung einer technisch fortgeschrittenen Wiederaufarbeitungsanlage begonnen werden.

Die zu planende Anlage sollte jedoch die seither in der WAK und in anderen Anlagen gewonnenen Erfahrungen und den technischen Fortschritt aus F+E-Arbeiten realisieren. Das bedeutet, daß sie als Zwischenstufe eine Brücke zu einer industriellen Großanlage bilden muß, um das Scale-up-Risiko zu verringern. Die Größe dieser Anlage muß so gewählt werden, daß die sicherheitstechnischen Einrichtungen und Safeguards, die bei einer größeren Anlage anders zu lösen sind als bei einer kleinen, wie auch neue technische Lösungen (z.B. größere Wärmeabfuhr, Kritikalität, Standards) dort realisiert werden und später auf eine großtechnische Anlage übertragen werden können.

Das heißt, der nächste Schritt bei der Weiterentwicklung der Technologie muß sich deutlich von den Versuchsanlagen (90 bzw. 35 t U/a) abheben, um den Nachweis für die sicherheitstechnische Machbarkeit auch für großtechnische Anlagen zu erbringen.

Andererseits werden aufgrund der inzwischen gewonnenen Erfahrungen einige Verfahrensschritte mit anderen Apparatetypen ausgestattet, so z.B. werden

künftig Pulskolonnen anstelle der Mischabsetzer oder Bündelscheren anstatt Stabscheren eingesetzt und erprobt.

Ein wesentlicher Gesichtspunkt für die Auslegung der Kapazität einer Anlage liegt auch darin, daß die Apparategrößen so gewählt sein müssen, daß auch weiterhin die Möglichkeit eines Erfahrungsaustausches mit den Partnern England und Frankreich im Rahmen der United Reprocessors (URG) möglich und sinnvoll bleibt.

Die Kapazitätsauslegung der Wiederaufarbeitungsanlage für den hessischen Standort ist im Gegensatz zur ursprünglich für Gorleben geplanten Anlage (Kapazität zwei mal 700 Jahrestonnen) auf eine Jahreskapazität von nur 350 t U ausgelegt worden. Die Deutsche Gesellschaft für Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen als Bauherr hat die Planungen auf eine solche 'kleine Wiederaufarbeitungsanlage' umgestellt.

Die vorgesehene Jahresleistung entspricht der zehnfachen Leistung der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe (WAK). Die Kapazitätsvergrößerungsfaktoren für die einzelnen Apparate - bezogen auf die Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe bzw. die EUROCHEMIC-Anlage - sind jedoch größtenteils niedriger; diese Vergrößerungsfaktoren liegen zwischen 1 und maximal 10. Eine Kapazitätsvergrößerung von 1 : 10 bedeutet jedoch nur eine Vergrößerung des Durchmessers von etwa 1 : 3. Ähnliche Vergrößerungsfaktoren werden auch in der chemischen Industrie bei der Einführung neuer Verfahren verwendet.

Auch bei dem Bau der Kernkraftwerke sind seit 1961 ähnliche Vergrößerungsfaktoren angewendet worden und haben sich bewährt:

Versuchsanlage Kahl	16 MW
Kernkraftwerke Gundremmingen und Lingen	je rd. 250 MW
Kernkraftwerke Stade und Würgassen	je rd. 660 MW
Kernkraftwerk Biblis u.a.	rd. 1200 - 1300 MW

Industrielle Wiederaufarbeitungsanlagen in den USA (Barnwell, EXXON) werden heute einsträngig für eine Jahreskapazität von 1400 t Uran geplant. In Japan

wurde vom Stande Null aus die Anlage Tokai-mura mit 200 t U/a gebaut und in Betrieb genommen.

Aufgrund von Betriebserfahrungen müssen für Wiederaufarbeitungsanlagen planmäßige und außerplanmäßige Stillstandszeiten berücksichtigt werden, und zwar für

- Durchführung behördlicher Pflichtrevisionen	30 Kalendertage
- Spaltstoffinventur (Kontrollen durch EURATOM und IAEA)	20 Kalendertage
- Dekontamination, Intervention und Reparaturen	60 Kalendertage
- An- und Abfahren der Anlage	20 Kalendertage
	<hr/>
Summe der Stillstandszeiten	130 Kalendertage

Somit verbleiben von 365 Kalendertagen im Jahr 235 Betriebstage.

Die auf Jahresleistung abgestellte Kapazität der für einen Standort in Hessen geplanten 350 t U/a-Wiederaufarbeitungsanlage wird demnach wie folgt berechnet:

2 t Schwermetalldurchsatz/Tag mal 235 Betriebstage mal einer relativ hohen Verfügbarkeit von 75 % ergibt einen Jahresdurchsatz von rd. 350 t.

Die Verfügbarkeit der Nennleistung der Anlagen von 2 t SM/d ist mit 75 % optimistisch angesetzt. Kleinere Betriebsstörungen (z.B. Pumpen-, Ventil- oder Kranausfälle) sowie die nochmalige Verarbeitung nicht spezifikationsgerechter Produkte und Zwischenprodukte bedingen zeitlich schwankende Tagesdurchsätze. Die Annahme von 75 % betrieblicher Verfügbarkeit ist schon sehr hoch im Vergleich zu 60 - 70 %, die bisher bei der WAK und bei der EUROCHEMIC erreicht wurden.

Der politische Rahmen für die Entsorgung

Im Rahmen des Beschlusses der Regierungschefs von Bund und Ländern zur Entsorgung der Kernkraftwerke vom 28. September 1979 wird ausdrücklich die zügige Errichtung einer Wiederaufarbeitungsanlage gefordert, unabhängig davon, daß 1985 die Entscheidung über eine großtechnische Entsorgungslösung gefällt werden soll; dies nicht zuletzt in der Absicht, den vorhandenen technologischen Sachverstand über die Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente zu erhalten und mit dem Ziel der sicherheitstechnischen Optimierung des integrierten Entsorgungskonzeptes.

Die Bedeutung, die Bund und Länder der Errichtung einer Wiederaufarbeitungsanlage nachdrücklich zumessen, leitet sich daraus ab, daß das integrierte Entsorgungskonzept bereits Gegenstand intensiver Prüfungen gewesen ist und dabei insbesondere die grundsätzliche sicherheitstechnische Realisierbarkeit der Wiederaufarbeitung anerkannt worden ist. Die Wiederaufarbeitung gewährleistet darüberhinaus eine Entsorgung auch unter den Gesichtspunkten der Ökologie und der Wirtschaftlichkeit.

Die Entscheidung zwischen denkbaren alternativen Entsorgungstechniken, die Mitte der achtziger Jahre gefällt werden soll, wird mit der Errichtung der 'kleinen Wiederaufarbeitungsanlage' in Hessen nicht vorweggenommen.

Die Wiederaufarbeitungstechnologie ist eindeutig die am weitesten entwickelte und sicherheitstechnisch erprobte Entsorgungstechnik. Die Entwicklung anderer Technologien, wie z.B. die direkte Endlagerung von Brennelementen würde bis zu ihrer Realisierung aus heutiger Sicht möglicherweise einen Zeitraum von etwa 20 Jahren in Anspruch nehmen, ohne daß dabei heute schon absehbar wäre, ob sie der Wiederaufarbeitungstechnologie ebenbürtig ist.

Erhaltung der deutschen Wiederaufarbeitungstechnologie

Die Wiederaufarbeitungstechnik hat durch die in der Bundesrepublik Deutschland seit 1958 erbrachten Forschungs- und Entwicklungsleistungen einen hohen Wissens- und Erfahrungsstand bei Sicherheitstechnik, Prozeßtechnik und Betriebs-

Know-how erreicht. Die hierfür eingesetzten finanziellen Mittel und über 2000 Fachleute haben den Weg für eine industrielle Nutzung dieser Technik geöffnet. Als nächster Schritt in dieser Entwicklung steht jetzt die Errichtung einer Wiederaufarbeitungsanlage an, die zumindest einen vernünftigen Zwischenschritt von den Forschungsanlagen EUROCHEMIC und WAK mit einem Jahresdurchsatz bis zu 90 t Uran in Richtung auf eine großtechnische Anlage von 1400 t U/a darstellt.

Die für Hessen geplante 350-t-U/a-Wiederaufarbeitungsanlage stellt eben noch eine sinnvolle Größenordnung dar, bei der alle modernen Sicherheitstechniken und Verfahren erprobt und auf eine großtechnische Anlage später übergeleitet werden können.

Es kann davon ausgegangen werden, daß für diese Anlage bereits von der Konzept- und Planungsphase an durch die Einschaltung von Ingenieurfirmen wie auch später in der Betriebsphase durch das hinzukommende Betriebspersonal ein Stamm von mindestens 2000 hochspezialisierten Fachleuten aufrechterhalten werden kann. Die finanziellen Mittel, die für die Umsetzung der neuen Erkenntnisse in eine technische Erprobung wie auch eine kontinuierliche Weiterentwicklung der Technologie und der Betriebserfahrungen erforderlich sind, werden auf rund 8 - 10 Mrd. DM bis zur Inbetriebnahme der neuen Anlage veranschlagt. Diese hohen Kosten (F+E-Aufwand und Investitionen) wären weder dem Steuerzahler zuzumuten noch der Industrie anzulasten, wenn dieser Aufwand nicht in Verbindung mit einer einigermaßen wirtschaftlich zu betreibenden Anlage in der Mindestgröße von 350-t-U/a aufzubringen ist. Der Bau einer kleineren Anlage würde keine nennenswerte Minderung dieses Aufwandes bedingen, jedoch die Fortentwicklung der Technologie nicht in dem Maße gewährleisten, daß die in den Forschungsanlagen bereits gewonnenen Kenntnisse effizient genutzt werden könnten.

Eine Fortführung dieser Technologie auf der Basis der noch bestehenden Forschungsanlagen ohne den Bau einer fortgeschrittenen Wiederaufarbeitungsanlage und gegebenenfalls unter einem mittel- oder längerfristigen zeitlichen Moratorium würde die Fortführung eines so hohen finanziellen Aufwandes weder privatwirtschaftlich noch volkswirtschaftlich rechtfertigen. Ein solcher Fall würde nicht nur zu einem Technologiestopp führen, sondern auch durch Demotivation

das personengebundene Fachwissen in kürzester Zeit durch Abwanderung verlorengehen lassen. Das würde bedeuten, daß alle bisher getätigten Aufwendungen nach einem Moratorium nicht mehr aktivierbar wären und für einen Neueinstieg in diese Technologie in etwa die gleichen Mittel und die gleiche Zeit, die bisher aufgewendet worden sind, noch einmal aufgebracht werden müßten. Gleichfalls wäre die technisch-wissenschaftliche Kontinuität auch auf seiten des TÜV, der Gutachter und der Genehmigungsbehörden unterbrochen und später nur mühsam wieder aufzubauen."

Literatur zu Kapitel 6

- / 6.1 / T.J. Conolly et al.: "World Nuclear Energy Paths" International Consultative Group on Nuclear Energy. The Rockefeller Foundation/ The Royal Institute of International Affairs, New York, London (1979)
- / 6.2 / H. Roth-Seefrid, P. Filß: "Uranverbrauch thermischer Reaktorsysteme - Erhebungen und Befunde der INFCE Arbeitsgruppe 8". Atomwirtschaft, Atomtechnik Vol. 25, Nr. 3 (März 1980), S. 143
- / 6.3 / "Uranium Resources, Production and Demand". OECD/NEA-IEA-IAEA, Paris (1979)
- / 6.4 / H. Kaiser, H.F. Wagner: "Verfügbarkeit von Uran-Erhebungen und Befunde der INFCE Arbeitsgruppe 1". Atomwirtschaft, Atomtechnik Vol. 25, Nr. 3 (März 1980), S. 137
- / 6.5 / D. Wintzer, H. Tangen: "Konsequenzen des großtechnischen Einsatzes der Kernenergie in der Bundesrepublik Deutschland, Teil I: Anforderungen an die Versorgung mit Kernbrennstoffen und mögliche Versorgungsprobleme bei einem großtechnischen Einsatz der Kernenergie in der Bundesrepublik Deutschland". Kernforschungszentrum Karlsruhe, KfK 2701, ASA/ZE-10/78 (Oktober 1978), S. 67
- / 6.6 / "Metallstatistik 1968-1978". Metallgesellschaft Aktiengesellschaft, 66. Jahrgang, Frankfurt am Main (1979)
- / 6.7 / "Untersuchungen über Angebot und Nachfrage mineralischer Rohstoffe". Band X: Nickel. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover - Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung, Berlin (März 1978)
- / 6.8 / "Ausfallrisiko bei 31 Rohstoffen". Band I. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover - Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung, Berlin - Institut zur Erforschung technologischer Entwicklungslinien, Hamburg (Mai 1977), S. 240

J a h r			2000	2015	2030	2045
Installierte Kernkraftwerksleistung / GWe /			50	75	90	90
Bedarf an Natururan [10 ³ t]	direkte Endlagerung	jährlich	9,1	12,9	15,0	15,0
		kumuliert	119	291	505	730
	direkte Endlagerung + Sparmaßnahmen	jährlich	8,1	9,3	8,3	8,3
		kumuliert	117	255	392	515
	thermisches Rezyklie- ren + Sparmaßnahmen	jährlich	8,1	6,7	6,2	6,2
		kumuliert	117	227	323	417

Tab. 6.1 Jährlicher und ab 1980 kumulierter Bedarf an Natururan bei den beiden Entsorgungsalternativen unter Berücksichtigung von sonstigen Einsparungsmöglichkeiten

	Fall 1	Fall 2
Wiederaufarbeitungs- kapazität für LWR	700 jato ab 2000 1400 jato ab 2005 2100 jato ab 2015	3200 jato ab 2013
SBR-Zyklusinventar [t Pu _{fiss} /GW _e]	6	6
Strategie für abge- brannte Brennelemente	Zwischenlagerung	Endlagerung aller abgebrannten Brenn- elemente bis 2005
Substitution von 50/75 % der LWR-Kapazität erreichbar im Jahre	2030/2038	2032/2049
Uranbedarf in 2045 jährlich/kumuliert ohne Sparmaßnahmen für LWR [10 ³ t]	2,1/518	4,3/543
Einsparungen an Natururan in 2045 jährlich/kumuliert gegenüber "Wegwerf-Zyklus" [%]	86/29	71/26

Tab. 6.2 Auswirkungen einer zwischenzeitlichen Endlagerung
abgebrannter Brennelemente auf die Einführung von
schnellen Brutreaktoren

	Rohstoffmengen im Endlagerberg- werk+) [10 ³ t]	Welt insgesamt		Bundesrepublik jährl. Verbrauch [10 ³ t]
		Reserven [10 ⁶ t] ++)	jährl. Verbrauch [10 ³ t]	
Blei	470	175 + 192	4509	272
Nickel	156	82 + 114	714	67
Titan	16	140 + 1105	1610	200

+) 1400 jato x 50 Jahre

++) sichere Reserven + potentielle Ressourcen

Tab. 6.3 Reserven und Verbrauch an Blei, Nickel und Titan / 6.6, 6.7, 6.8 /

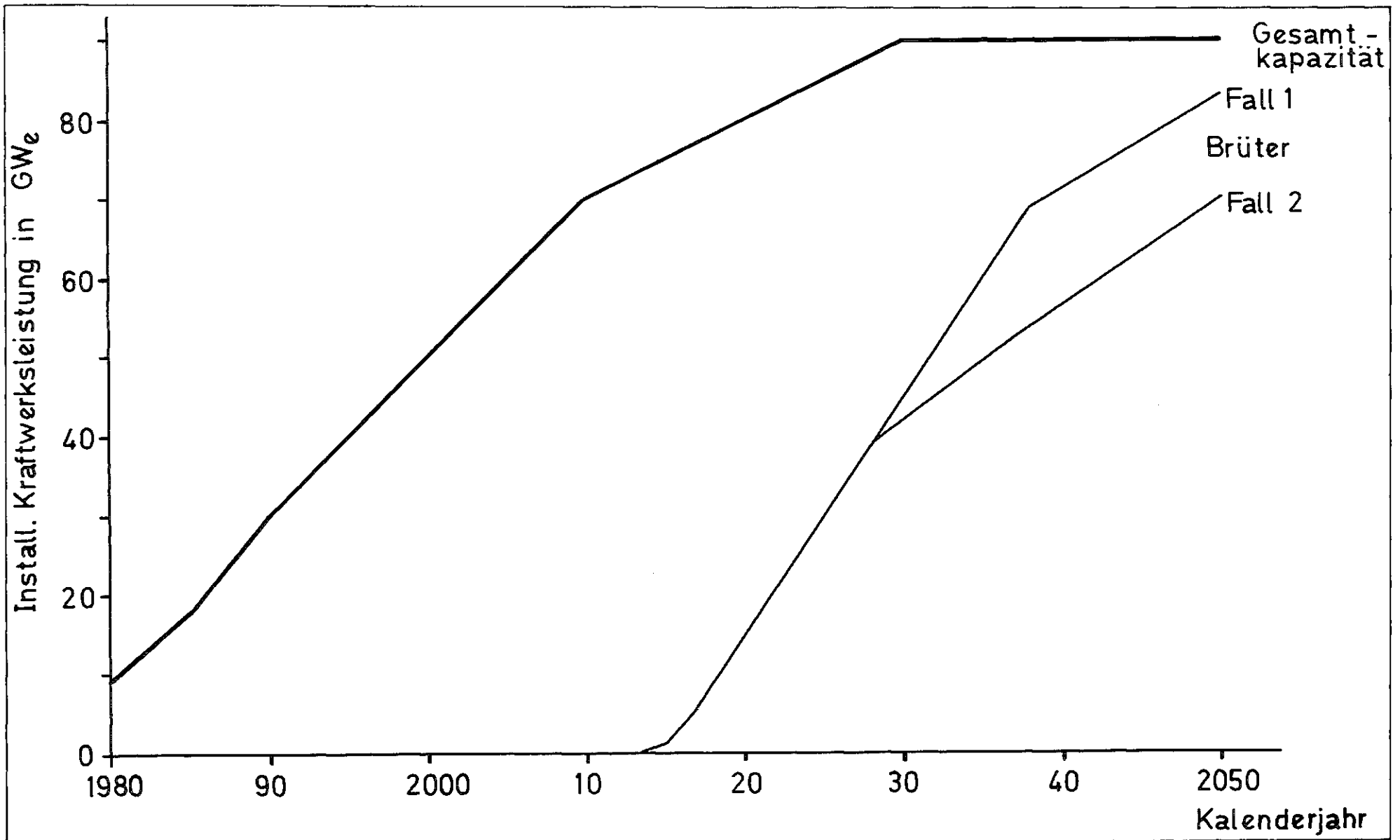


Abb. 6.1 Kernenergieszenarium nach Kap. 3.4.1 bei Einführung schneller Brutreaktoren
 (Annahme: Entscheidung für großtechnische Brütereinführung im Jahre 2005)

7. Mißbrauch von spaltbarem Material

Die Tatsache, daß der Umgang mit spaltbarem Material im nuklearen Brennstoffkreislauf im Prinzip auch die Gefahr eines Mißbrauchs dieses Materials beinhaltet, wurde von Anfang an bei der friedlichen Nutzung der Kernenergie gesehen. Um einem derartigen Mißbrauch durch einzelne Staaten zu verhindern, kam es bei der internationalen Entwicklung der Kernenergie zu einem Netzwerk von Vereinbarungen und Sicherungskontrollen. Zu den wichtigsten zählen die Gründung der Internationalen Atomenergie-Organisation (IAEO), der Vertrag über die Nichtverbreitung von Kernwaffen (NV-Vertrag) und der Vertrag von Tlatelolco. Darüberhinaus wurden durch staatliche Stellen in den einzelnen Ländern eine Reihe von Sicherungsmaßnahmen ergriffen, um einen Mißbrauch durch subnationale Kräfte so weit wie möglich auszuschließen.

7.1 Zusammenfassung der Ergebnisse von INFCE

Auf Anregung des amerikanischen Präsidenten Carter wurde die Internationale Bewertung des Kernbrennstoffkreislaufs (International Nuclear Fuel Cycle Evaluation = INFCE) ins Leben gerufen, die von Oktober 1977 bis Februar 1980 unter Beteiligung von Experten aus mehr als 60 Ländern und 5 internationalen Organisationen im Rahmen einer technisch-analytischen Studie der Frage nachging, wie die friedliche Nutzung der Kernenergie weltweit zur Deckung des Energiebedarfs verfügbar gemacht und gleichzeitig die Gefahr der Verbreitung von Kernwaffen (Proliferation) vermindert werden könnte, ohne dadurch die Nutzung und Entwicklung der Kernenergie für friedliche Zwecke zu gefährden.

Neben dem besseren gegenseitigen Verständnis für das unterschiedliche Vorgehen einzelner Staaten in der Nuklearpolitik hat INFCE vor allem folgende Ergebnisse gebracht / 7.1 /:

1. INFCE hat erneut betont, daß die Verbreitung von Kernwaffen vor allem ein politisches und kein technisches Problem ist. Dies gilt auch für den Fall, daß Regierungen Anlagen oder Materialien zur friedlichen Nutzung der Kernenergie für die Herstellung von Kernwaffen mißbrauchen wollen. Deshalb kann generell keine noch so umfassende Kombination von Maßnahmen

zur Verhinderung eines solchen Mißbrauchs als ausreichender Ersatz für politische Aktionen zur Beseitigung der Beweggründe für den Bau von Kernwaffen angesehen werden.

Im Prinzip können zwar die Anlagen zur friedlichen Nutzung der Kernenergie dazu mißbraucht werden, kernwaffenfähiges Material herzustellen oder aus ihnen abzuzweigen; aber der gezielte Aufbau von Anlagen zur direkten Produktion solchen Materials ist wesentlich billiger, technologisch einfacher und daher leichter zu bewerkstelligen.

2. INFCE hat klargestellt, daß es keinen Brennstoffkreislauf gibt, der absolut resistent gegen einen Mißbrauch wäre. Nach Analyse aller Fakten ist es nicht möglich, ein generelles, sowohl heute als auch in Zukunft gültiges Urteil darüber abzugeben, ob ein Brennstoffkreislauf im Hinblick auf die Verbreitung von Kernwaffen gefährlicher ist als ein anderer. Das gilt auch für den denaturierten Uran-Thorium-Kreislauf und die sogenannten exotischen Brennstoffkreisläufe.
3. Deshalb verlagerte sich die Diskussion in INFCE von der Bewertung ganzer Kreisläufe auf die Identifikation von Maßnahmen, die auf die verschiedenen Stationen des Brennstoffkreislaufs angewendet werden können, um das Verbreitungsrisiko zu minimieren. Hierzu gehören die Weiterentwicklung internationaler Sicherheitskontrollen (Safeguards) durch Anwendung zusätzlicher Kontrollverfahren sowie institutionelle und technische Maßnahmen. Sie können jeweils einzeln oder in Synthese angewendet werden.
4. INFCE kommt vor diesem Hintergrund zu dem Ergebnis, daß der Gesichtspunkt der Nichtverbreitung zwar wichtig, aber nicht der einzige Aspekt ist, wenn es darum geht, Brennstoffkreisläufe miteinander zu vergleichen und zu analysieren. Versorgungssicherheit, Umweltschutz und Wirtschaftlichkeit werden deshalb mit Recht ebenfalls Kriterien für die Gestaltung der nationalen Kernenergiesysteme bleiben. Die Gewichtungen werden dabei entsprechend den nationalen Gegebenheiten zu unterschiedlichen Lösungen führen.
5. Insgesamt kommt INFCE zu dem Ergebnis, daß in der Tat die Kernenergie weltweit verfügbar gemacht werden kann bei gleichzeitiger Minimierung der Risiken eines Weiterverbreitens von Kernwaffen.

Bezüglich der Proliferationsproblematik bei den einzelnen im Rahmen dieser Studie betrachteten Entsorgungsschritten kommt INFCE zu folgenden Aussagen / 7.1, 7.2 /:

- Sicherungskontrollen für die Lagerung und den Transport abgebrannter Brennelemente werden in Übereinstimmung mit nationalen oder multinationalen Anforderungen sowie bilateralen und IAE0-Abkommen durchgeführt. Die gegenwärtigen Sicherungskontrollen für die verschiedenen Arten der Brennelementlagerung unterscheiden sich nicht wesentlich. Sie sind etabliert und haben sich bewährt. Die Auswirkungen neuer Techniken der Brennelementlagerung auf zukünftige Sicherungskontrollen lassen sich noch nicht im Detail angeben, jedoch scheinen die gegenwärtigen Maßnahmen für große auf der heutigen Technologie aufbauende Lager auszureichen.

- Der mißbräuchlichen Abzweigung von Kernmaterial aus Wiederaufarbeitungsanlagen kann grundsätzlich mit technischen Mitteln, Sicherungskontrollen und institutionellen Maßnahmen entgegengewirkt werden. Hierbei sind technische Maßnahmen zwar wirkungsvoll, haben aber vornehmlich Schutzfunktion gegenüber einem möglichen Diebstahl waffengrädigen Materials und weniger gegenüber dessen Abzweigung durch Staaten. Die bisherigen Erfahrung mit Sicherungskontrollen im Bereich der Wiederaufarbeitung und Plutoniumnutzung zeigen, daß eine wirksame internationale Überwachung in bestehenden Anlagen möglich ist. Es wird erwartet, daß infolge technischer Verbesserungen und Weiterentwicklungen auch in großen Anlagen effiziente Sicherungskontrollen mit vertretbarem Aufwand durchgeführt werden können. Auch der Entwicklung geeigneter institutioneller Maßnahmen wird große Bedeutung beigemessen, wie z.B. der internationalen Lagerung von Überschuß-Plutonium nach den Statuten der IAE0. In der Praxis sollen alle drei Maßnahmen (technische Mittel, Sicherungskontrollen und institutionelle Maßnahmen) in geeigneter Weise kombiniert werden, um dem Mißbrauch von Anlagen durch Abzweigung sensitiven Materials entgegenzuwirken.

- Sicherungskontrollen können für alle Abfallarten aus der Wiederaufarbeitung und Refabrikation wahrscheinlich bereits vor der Endlagerung beendet werden. Dies gilt nicht für abgebrannte Brennelemente zur direkten Endlagerung. Zwar ist anfangs eine Abzweigung wegen der hohen Strahlungsbarriere wenig attraktiv, doch werden abgebrannte Brennelemente im Laufe der Zeit zugänglicher. Die Durchführung von Sicherheitskontrollen für abgebrannte Brennelemente ist während des Transports, des Einbringens in das Endlager und nach Verschließen des Endlagers relativ einfach. Ein derartiges Endlager muß jedoch auf unbestimmte Zeit überwacht werden, wobei die langfristige Überwachbarkeit nicht beurteilt werden kann / 7.3 /.

Die Aussage, daß abgebrannte Brennelemente im Laufe der Zeit zugänglicher und damit attraktiver für eine Abzweigung werden, soll im folgenden etwas näher quantifiziert werden.

7.2 Selbstschutzwirkung abgebrannter Brennelemente

In Kapitel 2.2 wurde darauf hingewiesen, daß die Aktivität und die Wärmeleistung abgebrannter Brennelemente vor allem in den ersten Jahren nach ihrer Entladung aus dem Reaktor sehr stark abnehmen, in späteren Jahren hingegen nur noch sehr langsam. Trotzdem ist natürlich über Zeiträume von einigen Jahrzehnten betrachtet immer noch eine deutliche Abnahme festzustellen, was dazu führt, daß der für eine Abzweigung und mißbräuchliche Weiterverarbeitung erforderliche technische Aufwand im Laufe der Zeit ständig verringert werden kann.

Um der Frage nachzugehen, welches persönliche Strahlenrisiko von lange gekühlten abgebrannten Brennelementen im Falle einer Entwendung ausgeht, wurde die Dosisleistung berechnet, die bei einem abgebrannten Druckwasserreaktor-Brennelement (Typ Biblis, Abbrand 33.000 MWd/t SM) bei längeren Kühlzeiten zu erwarten ist. In diese Berechnung gehen folgende Größen ein:

- Neutronen- und γ -Quellstärke im Brennstoff mit dazugehörigem Energiespektrum
- Geometrie und Materialzusammensetzung des Brennelements

- Abstand zum Brennelement
- Art und Dicke einer eventuell verwendeten Abschirmung

In Abb. 7.1 sind die berechneten Dosisleistungen für einen Abstand von 50 cm bzw. 100 cm vom Brennelement als Funktion der Abklingzeit aufgetragen. Die beiden oberen Kurven zeigen den Verlauf der Dosisleistung ohne zusätzliche Abschirmung. Durch die Verwendung von 5 cm Blei oder 7 cm Stahl läßt sich die Dosisleistung um etwa eine Größenordnung reduzieren. Die entsprechenden Kurven sind im unteren Teil dieses Diagramms wiedergegeben. Wie aus dieser Abbildung zu entnehmen ist, nimmt die Dosisleistung beim Übergang von 10 auf 50 Jahre gekühlte Brennelemente etwa um den Faktor 3 bis 4 ab. Beim Übergang zu 100 Jahren Kühlzeit würde sich eine weitere Reduktion etwa um den Faktor 3 ergeben. Das bedeutet, daß man sich nach 100 Jahren etwa zehnmal so lange unter den gleichen Randbedingungen im Bereich eines abgebrannten Brennelementes aufhalten kann wie nach 10 Jahren, wenn man die gleiche Dosis und damit gegebenenfalls das gleiche gesundheitliche Risiko in Kauf nimmt.

Falls subnationale Kräfte abgebrannte Brennelemente entwenden wollen, um damit Mißbrauch zu treiben, ist davon auszugehen, daß sie unter Umständen eine gewisse Selbstschädigung auf sich nehmen, um ihr Ziel zu erreichen. Es erhebt sich daher die Frage, wie lange man mit einem relativ geringen technischen Aufwand lange gekühlte abgebrannte Brennelemente handhaben könnte, wenn man eine gewisse gesundheitliche Gefährdung zuläßt. Von einer einmaligen Bestrahlung bis zu einer Dosis von 100 rem dürfte noch keine ernsthafte gesundheitliche Schädigung ausgehen. Nach / 7.4 / wird dadurch die Lebenserwartung um etwa 1 % reduziert, bzw. die Wahrscheinlichkeit, Krebs zu bekommen, wird durch diese Dosis von 16 % auf 18 % erhöht / 7.5 /. Bei einer einmaligen Dosis von 500 rem hingegen muß bereits in 50 % der Fälle mit dem Tod gerechnet werden / 7.4 /. Diese beiden Werte werden den folgenden Betrachtungen zugrundegelegt.

In Abb. 7.2 ist dargestellt, wie lange man sich nach verschiedenen Abklingzeiten in 1 m Abstand von den abgebrannten Brennelementen aufhalten kann, bis eine Dosis von 100 rem bez. 500 rem erreicht ist. Wie aus dieser Abbildung zu entnehmen ist, kann man sich ohne jede technischen Schutzmaßnahmen selbst nach einer Abklingzeit von 50 Jahren nur in der Größenordnung von

einigen 10 Minuten im Bereich der abgebrannten Brennelemente aufhalten. Durch relativ einfache Abschirmmaßnahmen läßt sich dieser Zeitraum jedoch leicht auf einige Stunden ausdehnen.

Um die Gefahr, die im Prinzip von lange gekühlten Brennelementen (Kühlzeit 50 bis 100 Jahre) ausgehen kann, richtig einzuschätzen, muß neben der "Barriere" der äußeren Strahlung auch der Aufwand für die einzelnen Schritte der Weiterverarbeitung betrachtet werden. Ohne dabei ins Detail gehen zu wollen, kann man jedoch folgendes festhalten:

- Aufwendige Kühlvorrichtungen sind nicht erforderlich, siehe Abb. 7.3, in der die Temperatur eines in Luft aufrecht stehenden Brennelements (Typ Biblis) als Funktion der Kühlzeit wiedergegeben ist.
- Das normalerweise bei der Auflösung freigesetzte Krypton-85 und Tritium stellt kein Problem mehr dar, da diese beiden Nuklide bereits weitgehend abgeklungen sind.
- Der chemische Prozeß der Pu-Abtrennung wird wesentlich vereinfacht. Aufgrund der verhältnismäßig schwachen Strahlung ist nur noch mit einer geringen Zersetzung des organischen Lösungsmittels zu rechnen. Zur Trennung können einfache Extraktionsapparate verwendet werden. Die Pu-Reinigungszyklen können wahrscheinlich entfallen.

Mit diesen Angaben sollte man jedoch kein Horrorszenarium aufbauen. Zum einen dürfte die heimliche Entwendung abgebrannter Brennelemente schon allein wegen der äußeren Dimensionen der Brennelemente sehr unwahrscheinlich sein. Zum anderen ist der Weg vom abgetrennten Reaktorplutonium zum atomaren Sprengsatz sehr beschwerlich, und es dürften Zweifel angebracht sein, ob zum Beispiel subnationale Kräfte überhaupt in der Lage sind, diesen Weg zu beschreiten / 7.6 /. Trotzdem muß auf die Gefahr hingewiesen werden, die im Prinzip langfristig von abgebrannten Brennelementen ausgehen kann, zumal theoretisch bereits das Plutonium aus zwei abgebrannten Druckwasserreaktor-Brennelementen moderner Bauart für einen nuklearen Sprengsatz ausreicht.

7.3 Begrenzung der Pu-Mengen durch Rückführung des Pu

Ein oft gebrauchtes Argument für die Wiederaufarbeitung und die Rückführung des abgetrennten Plutoniums in thermischen Reaktoren oder später in schnellen Brutreaktoren ist, daß sich durch diese Maßnahmen die Pu-Mengen in einem Kernenergiesystem reduzieren lassen.

Ohne auf die Form näher einzugehen, in der das Plutonium in den einzelnen Teilschritten der verschiedenen Brennstoffkreisläufe vorliegt, läßt sich folgende generelle Aussage für ein Kernenergiesystem treffen, das langfristig von einer konstanten installierten Kernkraftwerksleistung ausgeht (siehe Kap. 3.4.1):

- Im Falle der direkten Endlagerung abgebrannter Brennelemente nimmt die Menge an Plutonium stetig zu. Das Plutonium befindet sich vorwiegend in den abgebrannten Brennelementen, die entweder in Zwischenlagern oder in einem Endlager untergebracht sind.
- Im Falle des thermischen Rezyklierens ist unter realistischen Bedingungen (nur zweimaliges Rezyklieren, begrenzte Wiederaufarbeitungskapazität) ebenfalls ein ständiger Anstieg der Pu-Mengen zu verzeichnen, allerdings mit einer geringeren Zuwachsrate als bei der direkten Endlagerung. Das Plutonium befindet sich teilweise im Reaktor, teilweise in Zwischenlagern, Wiederaufarbeitungs- und Refabrikationsanlagen sowie im Endlager.
- Nur durch Einführung schneller Brutreaktoren lassen sich langfristig in einem Kernenergiesystem die Pu-Mengen stabilisieren, vor allem dann, wenn bei konstanter installierter Kernkraftwerksleistung Plutonium nur noch in dem Umfang erbrütet wird, daß neben dem Eigenbedarf die Verluste bei der Wiederaufarbeitung und Refabrikation gedeckt werden können. Beim Einsatz schneller Brutreaktoren befindet sich im allgemeinen ein großer Teil des Pu-Inventars stets im Reaktor.

Unter Berücksichtigung des Kernenergieszenariums aus Kapitel 3.4.1 sowie der in den Kapiteln 6.1.1.3 und 6.1.1.4 diskutierten Varianten zur Nutzung

des abgetrennten Plutoniums lassen sich diese generellen Aussagen wie folgt quantifizieren:

- Im Falle des thermischen Rezyklierens läßt sich die kumulierte Pu-Menge auf dem Territorium der Bundesrepublik um etwa 10 % bis zum Jahre 2020 und etwa 20 % bis zum Jahre 2050 reduzieren. Nur etwa 11 % bzw. 6 % des insgesamt vorhandenen Plutoniums würden sich in diesem Zeitraum ständig im Reaktor befinden. Stärkere Reduktionen beim Pu-Aufbau könnten erzielt werden, wenn statt zweimaliger Rezyklierung häufigeres Rezyklieren zugelassen würde, wenn größere Wiederaufarbeitungskapazitäten zur Verfügung gestellt würden und wenn die Zwischenlagerzeiten vor der Wiederaufarbeitung auf weniger als 7 Jahre zurückgingen.
- Unter der hypothetischen Annahme, daß ab Mitte des nächsten Jahrhunderts die installierte Kernkraftwerksleistung von 90 GWe vollständig von schnellen Brutreaktoren gedeckt würde, wäre zu diesem Zeitpunkt ebenfalls eine etwa 20 %ige Reduktion der insgesamt erzeugten Pu-Menge zu verzeichnen. Während jedoch im Falle der direkten Endlagerung abgebrannter Brennelemente in den Folgejahren ständig mehr Plutonium erzeugt würde, könnten - falls kein weiterer Ausbau der Kernenergie erfolgt - die schnellen Brutreaktoren so betrieben werden, daß keine weitere Zunahme des Plutoniums mehr erfolgte. Bei der hier postulierten Excorezeit von zwei Jahren würde sich darüberhinaus ständig die Hälfte des gesamten Plutoniums im Reaktor befinden und damit unzugänglich sein.

Neben den bisher diskutierten Gesichtspunkten der Proliferationsproblematik spielt auch ein moralischer Aspekt eine wichtige Rolle: Während bei der Endlagerung abgebrannter Brennelemente das Problem eines Mißbrauchs von spaltbarem Material auf zukünftige Generationen übertragen wird, muß im Falle der Wiederaufarbeitung und Rezyklierung das Problem von der Generation gelöst werden, die die Kernenergie nutzt. Ansatzpunkte für eine Lösung der Proliferationsproblematik wurden im Rahmen von INFCE diskutiert und werden bereits bei der Planung von Entsorgungsanlagen in der Bundesrepublik Deutschland berücksichtigt. Ein Beispiel dafür wurde bereits in Kapitel 4.3.1 angeführt: Das neue DWK-Konzept geht von einer umgehenden Vermischung der Uranylinitrat-

und Plutoniumnitratlösungen nach der Extraktion und Feinreinigung aus, wodurch sichergestellt wird, daß kein reines PuO_2 mehr gelagert und transportiert werden muß.

Bisher sollen im militärischen Bereich weltweit etwa 1300 t Plutonium erzeugt und verarbeitet worden sein / 7.7 /. Zum Vergleich: diese Menge würde dem Pu-Durchsatz einer 1400-jährigen Wiederaufarbeitungsanlage nach einer Betriebszeit von etwa 100 Jahren entsprechen. Die Erfahrungen zeigen, daß es dabei bisher zu keinen Entwendungen von Kernmaterial gekommen ist. Unter Berücksichtigung der bisherigen Erfahrungen sollte es daher auch in Zukunft möglich sein, bei der friedlichen Nutzung der Kernenergie und Anwendung des integrierten Entsorgungskonzeptes eine ausreichende Sicherheit gegenüber dem Mißbrauch von spaltbarem Material zu erzielen.

Literatur zu Kapitel 7

- / 7.1 / M. Popp et al.: "Die wesentlichen Ergebnisse von INFCE". Atomwirtschaft, Atomtechnik Vol. 25, No. 4 (April 1980), S. 183
- / 7.2 / International Nuclear Fuel Cycle Evaluation: "INFCE Summary Volume". Published by the IAEA, Vienna (1980), S. 38 ff
- / 7.3 / International Nuclear Fuel Cycle Evaluation: "Waste Management and Disposal". Report of INFCE Working Group 7. Published by the IAEA, Vienna (1980), S. 101
- / 7.4 / D. Bünemann: "Faktensammlung zur Kerntechnik". Kerntechnische Gesellschaft e.V. (Juli 1979), S. 18
- / 7.5 / "Rede - Gegenrede", Symposium der Niedersächsischen Landesregierung zur grundsätzlichen sicherheitstechnischen Realisierbarkeit eines integrierten nuklearen Entsorgungszentrums. Deutsches Atomforum e.V. (1979), S. 255
- / 7.6 / K.D. Closs: "Von der Schwierigkeit, heimlich eine Atombombe zu bauen". Bild der Wissenschaft 7 (1979), S. 68
- / 7.7 / C. Keller et al.: "Transurane in der Natur. Plutonium um uns herum". Bild der Wissenschaft 1 (1979), S. 56

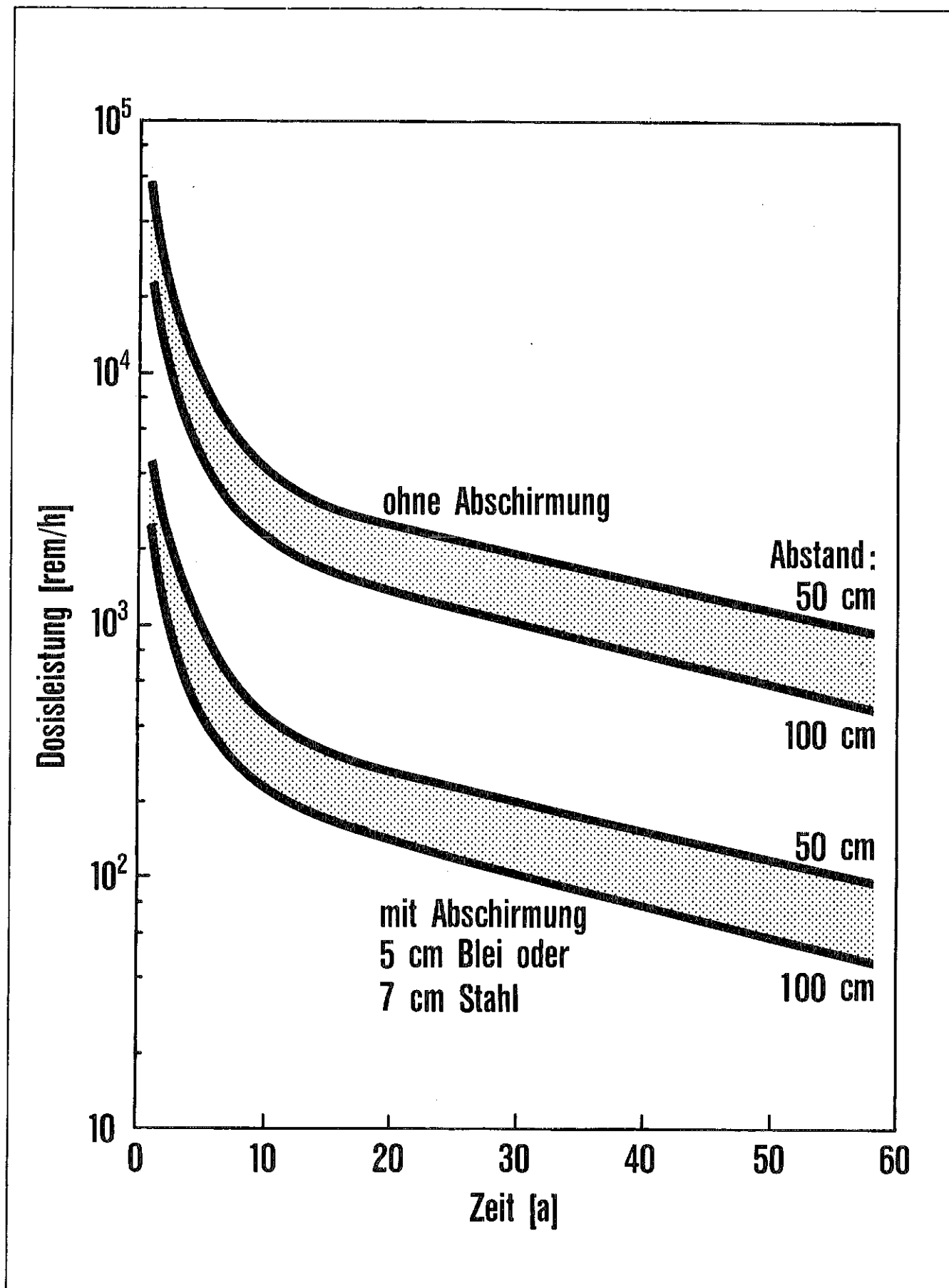


Abb. 7.1 Dosisleistung in 50 cm bzw. 100 cm Abstand von einem bestrahlten Druckwasserreaktor-Brennelement mit und ohne Abschirmung

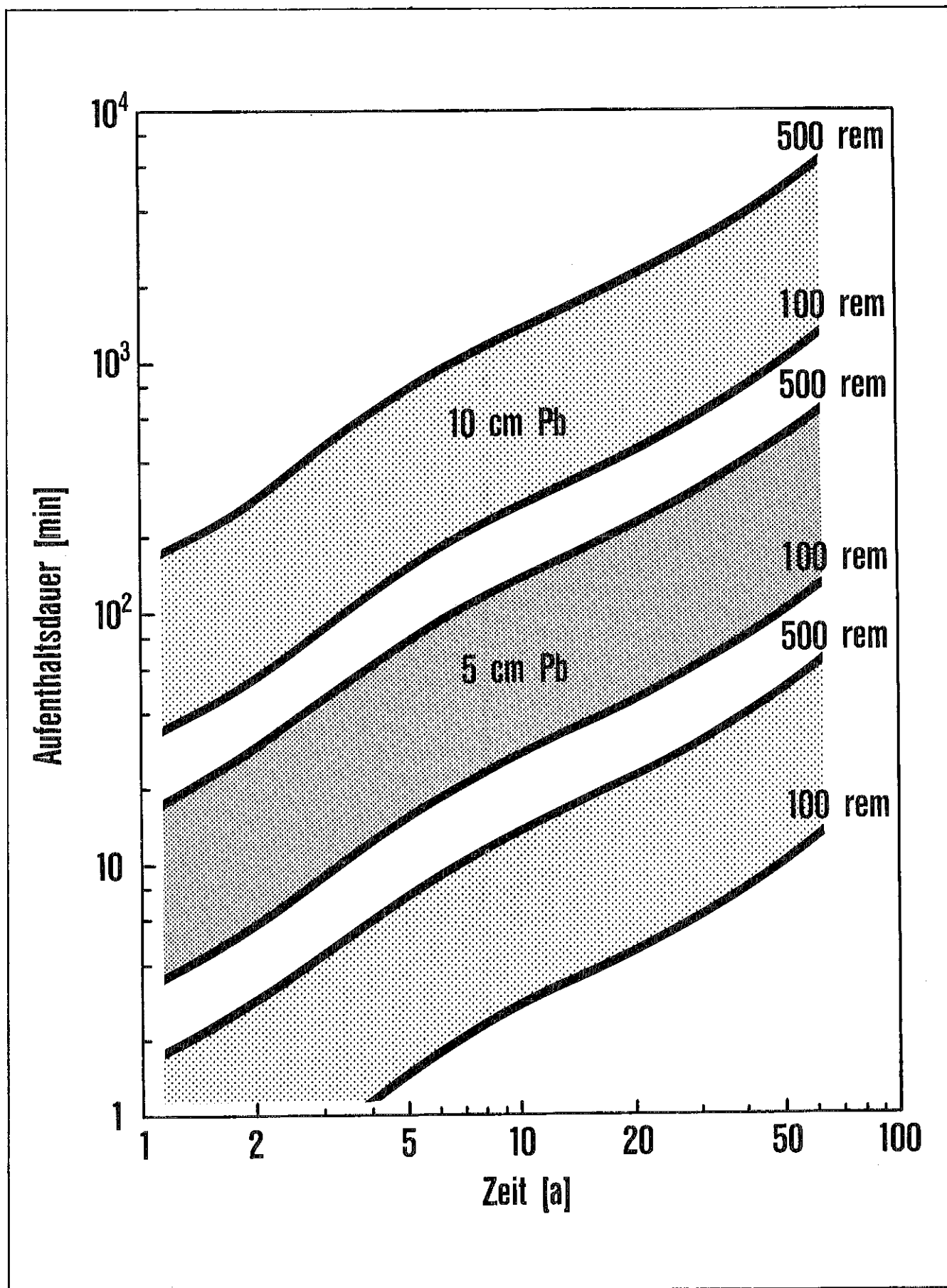


Abb. 7.2 Aufenthaltsdauer in 100 cm Abstand bis zum Erreichen einer Dosis von 100 rem bzw. 500 rem mit und ohne Abschirmung

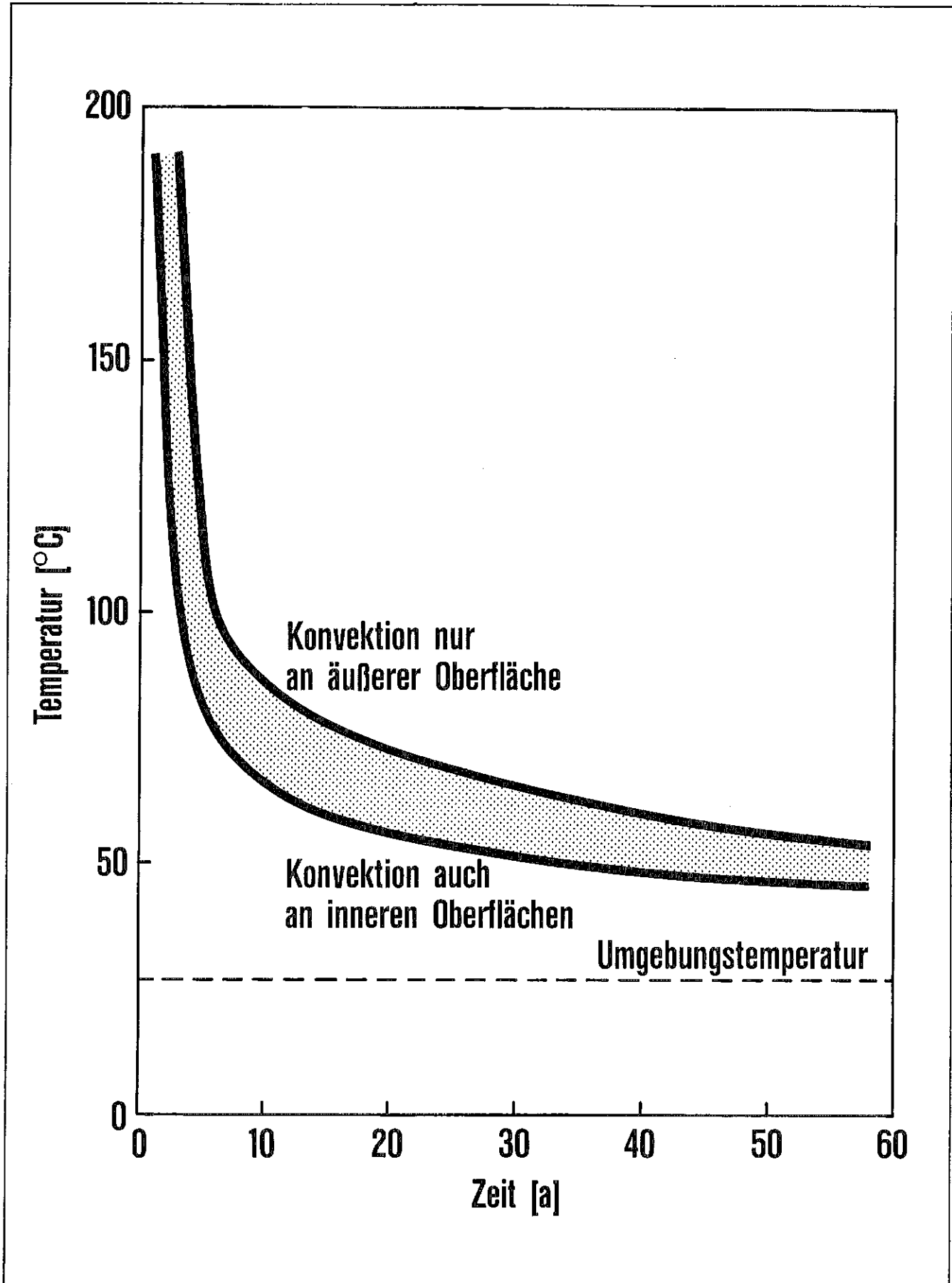


Abb. 7.3 Temperaturen an der Oberfläche eines abgebrannten Brennelements