

KfK 3428
März 1983

**Kerntechnische
Untersuchungen im Rahmen
des Forschungsvorhabens
„Eignungsprüfung der
Schachanlage Konrad
für die Endlagerung
radioaktiver Abfälle“**

W. Bechthold, W. Hauser, P. Johnson, B. Kienzler, W. Kluger,
R. Köster, G. Rudolph, M. Torres, E. Smailos, P. Vejmelka
Institut für Nukleare Entsorgungstechnik

Kernforschungszentrum Karlsruhe

Kernforschungszentrum Karlsruhe
Institut für Nukleare Entsorgungstechnik

KfK 3428

Kerntechnische Untersuchungen im Rahmen des
Forschungsvorhabens "Eignungsprüfung der
Schachanlage Konrad für die Endlagerung
radioaktiver Abfälle"

von

W. Bechthold, W. Hauser, P. Johnsen, B. Kienzler,
W. Kluger, R. Köster, G. Rudolph, M. Torres +),
E. Smailos, P. Vejmelka

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

+) Junta de Energia Nuclear, Madrid

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

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH
ISSN 0303-4003

Zusammenfassung

Der Bericht enthält die Ergebnisse der von KfK/INE im Rahmen des Forschungsvorhabens "Eignungsprüfung der Schachanlage Konrad für die Endlagerung radioaktiver Abfälle" durchgeführten Arbeiten.

Die Abfälle aus dem Betrieb von Kernkraftwerken, aus Großforschungszentren, Landessammelstellen, der Industrie und aus der Stilllegung von Kernkraftwerken, für deren Endlagerung die Eignung der Schachanlage Konrad zu überprüfen war, werden hinsichtlich ihrer Art und Menge sowie ihres Verhaltens unter Lagerbedingungen und unter Transport- und Handhabungsbedingungen beschrieben.

Die für die Verpackung der Abfälle zu verwendenden unterschiedlichen Behälter werden vorgestellt und ihre Beständigkeit gegenüber Korrosion wird anhand von durch Versuche gewonnenen Ergebnissen diskutiert.

Für die Betriebsphase des Endlagers wird die Strahlenbelastung des Personals bei der Handhabung der Abfallgebinde abgeschätzt. Für die Nachbetriebsphase wird die Migration von Radionukliden im untertägigen Streckensystem nach einem als Störfall angenommenen Vollaufen der Grube berechnet.

Nuclear-Technical Investigations in the R+D-Project "Analysis of the Suitability of the Iron Ore Mine Konrad for Disposal of Radioactive Wastes"

Abstract

The report contains the results of the investigations which were performed by KfK/INE in the R+D-project "Analysis of the Suitability of the Iron Ore Mine Konrad for the Disposal of Radioactive Wastes".

The analysis was conducted for the disposal of radioactive wastes from nuclear power plants, nuclear research centres, from the use of isotopes in science, medicine and industry and from the decommissioning of nuclear facilities. These wastes are described in view to their type and amount and to their behaviour under conditions likely to be encountered in transport, handling and disposal.

The different containers for the wastes are presented and their resistance against corrosion is discussed on the basis of experimental results.

For the operational phase of the repository the radiation dose to the personnel resulting from handling of the waste packages is estimated. For the post-operational phase the migration of radionuclides in the galleries of the repository after an assumed intrusion of water and subsequent leaching of the wastes is calculated.

Inhalt:

	Seite	
1.	Einleitung	1
2.	Charakterisierung der untersuchten Abfälle	2
2.1	Überblick	2
2.1.1	Art und Menge der Abfälle	2
2.1.2	Radionuklidinventar in den Abfällen	7
2.1.3	Gehalt an radioaktiven Gasen	8
2.1.4	Gehalt an Tritium	9
2.2	Beschreibung der Abfallprodukte	10
2.2.1	Beschaffenheit der Abfallprodukte	10
2.2.2	Auslaugungs- und Korrosionsverhalten von zementierten und bituminierten Abfallprodukten	11
2.2.3	Berechnungen zur Temperaturentwicklung bei der Endlagerung von Stilllegungsabfällen	14
2.2.4	Untersuchungen zur Radiolysegasbildung	18
2.2.5	Verhalten von bituminierten und zementierten Produkten bei thermischer Belastung (Brand)	21
2.2.6	Verhalten von zementierten Produkten bei mechanischer Einwirkung (Absturz)	26
3.	Verpackungen und Abschirmungen	27
3.1	Beschreibung der Verpackungen	27
3.2	Untersuchungen zum Korrosionsverhalten der Verpackungen	28
3.2.1	Einleitung	28
3.2.2	Eignungstests an organischen Beschichtungssystemen für metallische LAW-Abfallbehälter	29
3.2.3	Langzeit-Korrosionsverhalten von lackbeschichteten Blechfässern	30

	Seite	
3.3	Dosisleistung der Gebinde	32
3.4	Abschirmwirkung der Verpackungsmaterialien	33
4.	Einlagerungstechnik	33
4.1	Abschätzung des Zeitbedarfs beim Einlagerungsbetrieb	33
5.	Aspekte des Strahlenschutzes	35
5.1	Untersuchungen zur Staubentwicklung und Staubausbreitung	35
5.1.1	Einleitung	35
5.1.2	Meßprogramm	36
5.1.3	Ergebnisse	37
5.2	Strahlenbelastung des Betriebspersonals infolge der Inhalation von Erzstaub	38
5.3	Strahlenbelastung des Betriebspersonals beim Einlagerungsbetrieb	39
5.3.1	Grundlagen und Voraussetzungen	39
5.3.2	Strahlenbelastung in der Schachthalle	40
5.3.3	Strahlenbelastung am Füllort	41
5.3.4	Strahlenbelastung beim Transport zur Lagerstrecke	41
5.3.5	Strahlenbelastung in der Lagerstrecke	41
5.3.6	Bewertung der Dosis-Abschätzung	42
6.	Störfallanalysen	43
6.1	Modellrechnungen zur Radionuklid- ausbreitung im umgebenden Gebirge der Endlagerkammern und im verfüllten Streckensystem	43
6.1.1	Durchführung und Ergebnisse der Modellrechnungen	45
6.1.2	Zusammenfassung und Schlußfolgerungen	48
7.	Literatur	50

1. Einleitung

Von der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, den Stahlwerken Peine und Salzgitter und dem Kernforschungszentrum Karlsruhe wurde in einem vom Bundesministerium für Forschung und Technologie geförderten Forschungsvorhaben untersucht, ob das stillgelegte Eisenerzbergwerk Konrad für die Endlagerung von radioaktiven Abfällen aus dem Betrieb von Kernkraftwerken, aus der Stilllegung von Kernkraftwerken, aus Großforschungszentren, Landessammelstellen und der Industrie geeignet ist. Die dabei durchgeführten Untersuchungen waren überwiegend Forschungsarbeiten und damit eine Vorstufe zu einem später durchzuführenden Planfeststellungsverfahren. Vom Kernforschungszentrum Karlsruhe wurden kerntechnische Aspekte der Eignungsanalyse bearbeitet, wie die Zusammenstellung der in den oben genannten Bereichen anfallenden Abfälle im Hinblick auf Mengen und Radionuklid-Inventare, die Beschreibung der Abfallprodukte sowie der Verpackungen, Aspekte der Einlagerungstechnik, des Strahlenschutzes sowie Störfallanalysen.

Das Institut für Nukleare Entsorgungstechnik des Kernforschungszentrums Karlsruhe legt hiermit die Zusammenfassung der im Rahmen des Vorhabens durchgeführten Arbeiten vor. Da diese Arbeiten nicht den gesamten kerntechnischen Teil der Eignungsanalyse umfassen, kann bei einigen Beiträgen der Bezug zu anderen Arbeiten nicht unmittelbar ersichtlich sein oder die Auswertung der Ergebnisse in weitergehenden Untersuchungen vermißt werden. Zum umfassenden Studium der Eignungsanalyse sei daher auf den Gesamtbericht verwiesen.

Daneben können dem Charakter dieses Abschlußberichts entsprechend die erzielten Ergebnisse nur in zusammenfassender Form dargestellt werden. Die zahlreichen Einzelergebnisse sind in den Arbeitsberichten enthalten, die von den an dem Vorhaben beteiligten Mitarbeitern im Laufe ihrer Tätigkeit erstellt worden sind.

2. Charakterisierung der untersuchten Abfälle

2.1 Überblick

Die folgende Übersicht gibt eine Zusammenstellung der im Hinblick auf eine Endlagerung in der Grube Konrad untersuchten Abfälle. Sie entstehen beim Betrieb von Kernkraftwerken, in Forschungszentren, Versuchsanlagen, Landessammelstellen und in der kerntechnischen Industrie sowie bei der Stilllegung von Kernkraftwerken. Die endgültige Entscheidung darüber, welche dieser Abfälle in der Grube Konrad endgelagert werden, ist dem Genehmigungsverfahren vorbehalten.

Diese Zusammenstellung gibt einen Überblick über die zu erwartenden Abfallmengen und über die Eigenschaften der Abfälle und bildet somit die Basis für die im Rahmen der Eignungsanalyse durchgeführten Sicherheitsuntersuchungen.

2.1.1 Art und Menge der Abfälle

Beim Betrieb von Kernkraftwerken fallen in erster Linie Abfälle aus der Reinigung der Wasserkreisläufe, aus Luftfilteranlagen und aus der Dekontamination von Anlagenteilen an. Es sind im wesentlichen Konzentrate, Filterschlämme, kontaminiertes Papier, Putzwolle und Kleidung. Weiterhin fallen aktivierte und kontaminierte Teile an, die routinemäßig oder wegen Verschleißes ausgewechselt werden müssen.

Die das Aktivitätsspektrum dieser Abfälle bestimmenden dosisleistungsrelevanten Radionuklide sind Mn-54, Co-60, Cs-134 und Cs-137, wobei ihre prozentualen Anteile je nach Herkunft der Abfälle und nach Kraftwerkstyp relativ stark variieren können /1/. Im Mittel kann mit den in Tab. 2.1-1 angegebenen Aktivitätsanteilen in den Betriebsabfällen gerechnet werden. Diese Abfälle sind als alpha-arm zu bezeichnen, d.h. ihr Gehalt an Alphastrahlern ist kleiner als 5 mCi pro Abfallgebilde.

Die in typischen 1300 MW_{el}-Kernkraftwerken mit Siede- bzw. Druckwasserreaktoren anfallenden Betriebsabfälle sind exemplarisch in Tabelle 2.1-2 zusammengestellt /2/. Dabei wurde davon ausgegangen, daß die Verdampferkonzentrate, Filterschlämme, Dekontaminationsabwässer und Kugelharze mit Zement verfestigt werden. Hierbei ist mit einer Volumenvergrößerung der Rohabfälle um den Faktor 2 zu rechnen. Dagegen wurde bei den preßbaren Abfällen mit einer Volumenverminderung infolge des Verpressens um den Faktor 6 gerechnet. Es ist zu erkennen, daß in den mit Zement verfestigten Flüssigabfällen die Aktivität pro Abfallgebinde im Mittel um 1 bis 2 Größenordnungen über der Aktivität der Abfallgebinde mit verpreßten oder festen Abfällen liegt. Ein Teil der Fässer mit verfestigten Flüssigabfällen wird daher zur Verringerung der Dosisleistung an den Abfallgebänden in zusätzlichen Behältern verpackt, z.B. in sog. Verlorenen Betonabschirmungen (VBA) (siehe Kap. 3.1), und in diesen transportiert und gelagert.

Die Rohabfallmengen können in unterschiedlichen Betriebsphasen der Kernkraftwerke (längere Abschaltungen, Wartungen, Interventionen) relativ stark variieren. Änderungen sind auch möglich infolge der Einführung neuer Abfallbehandlungs-Konzepte. Die in Tabelle 2.1-2 angegebenen Mengen und Aktivitäten sind daher aus heutiger Sicht als typische Durchschnittswerte anzusehen.

Bei der Berechnung der Anzahl der Gebinde und ihrer Aktivität wurde einheitlich von einem Abfallvolumen pro Gebinde von 200 l ausgegangen, weil die Verpackung der Abfälle in 200 l- oder 400 l-Fässer in den Kernkraftwerken nicht einheitlich gehandhabt wird, und die Notwendigkeit der Verwendung von Verlorenen Betonabschirmungen abhängig ist von den Zwischenlagerzeiten und von der spezifischen Aktivität in den Endabfällen. Eine Umrechnung auf andere Gebindegrößen ist auf einfachem Wege durchführbar.

In den letzten Jahren wurden Verfahren zur Konditionierung der Abfälle entwickelt, mit denen das Volumen der Endabfälle noch weiter reduziert werden kann als in diesem Bericht angenommen, z.B. Verdampfen der Flüssigabfälle bis zur Trockene und Verpacken der Trockensubstanz in dickwandigen Metallbehältern oder Verbrennen der brennbaren festen Abfälle.

Durch diese Vorbehandlung kann das Volumen der Rohabfälle, je nach Art und Feststoffgehalt, um den Faktor 3 bis 80 verringert werden. Das Verpacken dieser Abfälle in qualitativ hochwertigen Behältern gewährleistet ebenfalls den sicheren Einschluß der kurzlebigen Radionuklide bis zum Abklingen auf unbedenkliche Konzentrationen.

Der Anteil der Betriebsabfälle aus Kernkraftwerken an der Gesamtmenge der Abfälle wird in den kommenden Jahren durch die Inbetriebnahme weiterer Kernkraftwerke zunehmen.

Die in Forschungszentren, Versuchsanlagen und Landessammelstellen anfallenden Abfälle unterscheiden sich voneinander entsprechend der unterschiedlichen Aufgabenstellungen relativ stark in chemischer Zusammensetzung und Radionuklidspektrum. Es sind Abfälle aus der Dekontamination von technischen Einrichtungen und Laboratorien, Prozeßabwässer aus Versuchsanlagen, kontaminierte Gegenstände und Schrott, nicht mehr verwendbare Radiopräparate usw.. Ein Beispiel für ein typisches Nuklidspektrum ist in Tab. 2.1-1. angegeben /3, 4/.

Werden in den hier genannten Anlagen auch F+E-Arbeiten zur Wiederaufarbeitung von bestrahlten Kernbrennstoffen durchgeführt, so können in einem Teil der Abfälle auch Alphastrahler (insbesondere Uran und Plutonium) enthalten sein.

Der größte Teil der in diesem Bereich anfallenden radioaktiven Abfälle stammt aus den Forschungszentren Karlsruhe (KfK) und Jülich (KFA), von denen wiederum das KfK den größeren Anteil produziert.

Eine Übersicht über die im KfK anfallenden Abfallgebilde zeigt, daß ca. 60% der Behälter mit Abfällen geringster Aktivität gefüllt sind. Der Aktivitätsgehalt in diesen Gebinden liegt unter 0,01 Ci ($3,7 \cdot 10^8$ Bq)/Gebinde. Eine erhöhte Dosisleistung an der Oberfläche dieser Gebinde ist kaum festzustellen. Mehr als 70% der Gebinde enthalten keine oder sehr geringe Mengen von Uran und Plutonium ($< 0,001$ g U-235 bzw. Pu pro Gebinde) /3/. Sehr ähnlich sind die Aktivitätsanteile in den in der KFA Jülich an-

fallenden Abfällen /5/. Der Gehalt an Alphastrahlern ist generell sehr niedrig und liegt, bis auf wenige Ausnahmen, unter 5 mCi/200 l-Faß.

In den Anlagen der kerntechnischen Industrie fallen vorwiegend kontaminierte feste Gegenstände und Schrott sowie Papier, Putzwolle und Kleidung an. Die Nuklidanteile in den Abfällen sind stark unterschiedlich; Abfälle aus der Fertigung von Brennelementen enthalten auch Alphastrahler, insbesondere Uran und Plutonium, wobei deren Anteile bei der Fertigung von UO₂- oder MOX-Brennelementen unterschiedlich sind.

Abfälle aus der Stilllegung von Kernkraftwerken bestehen aus den Reaktorkomponenten, die nach einer Außerbetriebsetzung des Reaktors während der Zeit bis zur völligen Demontage im Kraftwerksgebäude verbleiben (Primärabfälle) sowie den Abfällen, die bei der Demontage zusätzlich anfallen (Sekundärabfälle). Brennelemente, Steuerelemente, Neutronenquellen und Betriebsabfälle werden nicht zu den Stilllegungsabfällen gerechnet, da sie bereits bei der Außerbetriebsetzung des Kernkraftwerks aus diesem entfernt werden.

Primärabfälle werden unterteilt in aktivierte und kontaminierte Strukturteile. Aktivierte Teile sind Reaktorkomponenten, die im Neutronenfluß des Reaktors infolge n, γ -Reaktionen aktiv geworden sind. Sie entstammen dem Druckbehälter und seinen Einbauten sowie dem inneren biologischen Schild. Ihre Kontamination ist gegenüber der durch Aktivierung gebildeten Aktivität sehr klein. Kontaminierte Teile sind die Komponenten, die infolge des Kontakts mit radioaktiven Medien oberflächlich radioaktiv verunreinigt worden sind, und bei denen eine Dekontamination nicht möglich oder nicht sinnvoll ist. Hierzu gehören insbesondere die Komponenten der Kühlkreisläufe und des Belüftungssystems.

Sekundärabfälle sind kontaminierte Flüssigkeiten, Stäube, Werkzeuge, Kleidung etc., die bei der Dekontamination, bei der Zerkleinerung von Komponenten und bei den Stilllegungsarbeiten anfallen.

Die wichtigsten Radionuklide in den Stilllegungsabfällen sind Mn-54, Fe-55, Ni-59, Co-60 und Ni-63. Die bei den Betriebsabfällen aufgeführten Nuklide Cs-134 und Cs-137 treten nur als Oberflächenkontamination auf kontaminierten Teilen auf. Ihr Anteil an der Gesamtaktivität ist daher sehr klein. Die Aktivität von Alphastrahlern in den Stilllegungsabfällen ist vernachlässigbar gering. Das Abklingverhalten der Radionuklide in den Stilllegungsabfällen zeigt Abb. 2.1-1.

Entsprechend der unterschiedlichen Herkunft der Abfälle, einerseits Reaktorcore und andererseits biologischer Schild, differiert ihre spezifische Aktivität um mehrere Zehnerpotenzen (Tabellen 2.1-3 und 2.1-4). Es ist daher sinnvoll, die Abfälle entsprechend Tabelle 2.1-5 in 3 Gruppen einzuteilen /6/. Für jede dieser Gruppen werden hinsichtlich des Transports unterschiedliche Anforderungen gestellt (s. Kap. 3.1).

In /6/ wurde für den Transport der Abfälle zum Endlager die Anzahl der für die 3 Gruppen erforderlichen Behälter zu unterschiedlichen Zeitpunkten nach der Abschaltung des Reaktors errechnet (s. Tab. 2.1-6). Es ist zu erkennen, daß der Anteil der Behälter für die Gruppen 1 und 2 mit fortschreitender Zeit stark abnimmt, wodurch der insgesamt für den Transport erforderliche Aufwand infolge der verminderten Abschirmgewichte stark verringert wird. Die Gesamtmenge der Stilllegungsabfälle wird dagegen nur um 5 - 10% abnehmen, da der überwiegende Teil der Abfälle auch nach Abklingzeiten bis zu 50 Jahren nicht als aktivitätsfrei im Sinne der Strahlenschutzverordnung behandelt werden kann.

In Tabelle 2.1-7 sind, basierend auf den Angaben dieses Kapitels, die in einem Lagervolumen von 1000 m³ einzulagernden Gebinde sowie ihre Aktivitäten aufgelistet. Darin sind Abfälle aus der Stilllegung von Kernkraftwerken nicht enthalten.

2.1.2 Radionuklidinventar der Abfälle

Im Rahmen der in den vorangegangenen Diskussionen erwähnten Einschränkungen sind in Tabelle 2.1-1 typische Radionuklidgemische in den Abfällen aus den verschiedenen Bereichen aufgeführt.

Die Beta/Gamma-Aktivität in den Gebinden mit konditioniertem Abfall ist u.a. begrenzt durch die zulässige Dosisleistung der Abfallgebinde (s. Kap. 3.3). Berechnungen zeigen, daß von dem in Tabelle 2.1-1 angegebenen Spaltproduktgemisch (Beispiel KfK) nicht mehr als 0,2 Ci ($7,4 \cdot 10^9$ Bq) in einem 200 l- Faß, nicht mehr als 4 Ci ($1,5 \cdot 10^{11}$ Bq) in einer Normalbeton-VBA und nicht mehr als 20 Ci in einer Schwerbeton-VBA enthalten sein kann, damit die zulässige Dosisleistung außerhalb der Abfallgebinde nicht überschritten wird. Bei höheren Gehalten an Co-60, wie sie in Betriebsabfällen aus Kernkraftwerken vorliegen, sind die möglichen Aktivitäten in den Abfallgebinden noch niedriger, da Co-60 infolge seiner starken Gammastrahlung eine hohe Dosisleistung bewirkt. Da die zur Verfügung stehenden Konditionierungsverfahren nur eine begrenzte Verringerung des Volumens der Rohabfälle und damit angesichts ihrer teilweise sehr geringen spezifischen Aktivität auch nur geringe spezifische Aktivitäten in den konditionierten Abfallprodukten ermöglichen, wird die zulässige Dosisleistung in den meisten Fällen bei weitem nicht erreicht.

Alphastrahler treten in nennenswertem Umfang nur in Abfällen aus der Wiederaufarbeitung und Brennelementfertigung auf. Die Abfälle aus dem Betrieb von Kernkraftwerken, die Stilllegungsabfälle sowie der überwiegende Teil der Abfälle aus Großforschungszentren und Landessammelstellen sind als "alpha-arm" zu bezeichnen, d.h. die Alphaaktivität in einem 200 l-Faß ist kleiner als 5 mCi ($1,85 \cdot 10^8$ Bq). Die maximal zulässige Alphaaktivität war in den Einlagerungsbedingungen, die der Einlagerung schwachaktiver Abfälle in das Salzbergwerk Asse zugrunde lagen, 2 Ci pro 200 l-Faß bzw. ca. 5 Ci ($1,85 \cdot 10^{11}$ Bq) pro Tonne Abfall. In der Gefahrgutverordnung Straße (GGVS) /7/ ist für verfestigte Abfallprodukte (Low-Level Solid Radioactive Material, "LLS") die zulässige Plutonium 239-Aktivität auf $4 \cdot 10^{-6}$ Ci ($1,5 \cdot 10^5$ Bq) pro Gramm Produkt (= 4 Ci/t) be-

grenzt. Es wird daher als Arbeitshypothese angenommen, daß die Alphaaktivität der in der Grube Konrad endzulagernden Abfälle auf 4 Ci ($1,5 \cdot 10^{11}$ Bq) pro Tonne begrenzt sei. Die Festlegung zulässiger Aktivitäten in den Abfällen ist dem Genehmigungsverfahren vorbehalten.

2.1.3 Gehalt an radioaktiven Gasen

Von den endzulagernden Abfällen wird u.a. gefordert, daß sie keine unzulässigen Mengen gasförmiger Radionuklide oder von Radionukliden, durch deren Zerfall gasförmige Tochternuklide entstehen, freisetzen dürfen. Diese Forderung galt auch für die Einlagerung im Salzbergwerk Asse. Die dort durchgeführten Messungen haben gezeigt, daß die Aktivität der Grubenwetter bezüglich der meisten Radionuklide der Aktivität in der Umgebungsluft entsprach, also mit der Frischluft zugeführt wurde. Die für das Jahr 1978 berechnete Konzentration an der ungünstigsten Stelle der Umzäunung lag um mindestens zwei Zehnerpotenzen unter den abgeleiteten Grenzwerten aus der Strahlenschutzverordnung /8/, d.h. auch die mit den Grubenwettern aus dem Bergwerk abgeleitete Menge an Radionukliden war sehr gering.

Radioaktive Gase, die theoretisch in den Abfällen enthalten sein könnten, sind Tritium (H 3), Krypton (Kr 85), Radon (Rn 220, Rn 222) und aus dem radioaktiven Kohlenstoff-Isotop C 14 gebildetes Kohlendioxid ($^{14}\text{CO}_2$).

Kr 85 ist ein gasförmiges Spaltprodukt, das bei der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen anfällt. In den hier beschriebenen Abfällen ist es nicht enthalten.

Rn 220 und Rn 222 entstehen durch den Zerfall von Ra 224 (Halbwertszeit 3,6 Tage) bzw. Ra 226 (Halbwertszeit 1600 Jahre). Zur Vermeidung unzulässiger Freisetzungen von Radon aus den eingelagerten Abfällen wird der Radium-Gehalt in den normalen Abfällen auf sehr niedrige Werte begrenzt (kleiner als 10^{-6} Ci). Für die Endlagerung von radiumhaltigen Abfällen werden Sonderregelungen hinsichtlich der Verpackung erlassen, durch die

die Rückhaltung des entstehenden Radons in den Abfallgebinden gewährleistet wird.

2.1.4 Gehalt an Tritium

In den hier beschriebenen Abfällen liegt Tritium in den Rohabfällen überwiegend als tritiumhaltiges Wasser (HTO) vor, soweit es sich um flüssige Abfälle aus Versuchsanlagen zur Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen sowie aus dem Betrieb von Kernkraftwerken handelt. Nach der Verfestigung dieser Abfälle mit Zement ist mit einer teilweisen Freisetzung des HTO infolge der Verdampfung des Wassers bei der Austrocknung des Zements im Wesentlichen nur dann zu rechnen, wenn das Faß undicht geworden ist.

Um eine Kontamination der Grubenwetter durch Tritium zu vermeiden, wird die Tritiumaktivität pro Abfallbinde begrenzt. Bei der Einlagerung im Salzbergwerk Asse lag der Grenzwert bei 10 mCi ($3,7 \cdot 10^8$ Bq) pro 200 l Abfall. Die Messungen in der Asse haben gezeigt, daß die zulässige Konzentration für Atemluft nicht überschritten wurde. Die Tritium-Konzentration im ausziehenden Wetterstrom lag 1978 im Jahresmittel bei $8,7 \cdot 10^{-9}$ Ci/m³ ($3,2 \cdot 10^2$ Bq/m³) und die berechnete Konzentration an der ungünstigsten Stelle der Umzäunung bei $5,5 \cdot 10^{-11}$ Ci/m³ (2,0 Bq/m³) /8/.

Neben dem Auftreten des Tritiums als HTO in flüssigen Abfällen kann es auch, überwiegend als T₂ oder HT, in festen Materialien, zumeist Metallen, gebunden sein. Diese Bindung ist in den hier in Betracht zu ziehenden Metallen sehr stabil. Dies wird bestätigt durch Untersuchungen an Vergiftungsstreifen aus boriiertem Stahl /9/, an Vergiftungsstäben aus boriiertem Aluminiumoxid /10/ sowie an in Beton fixierten tritiumhaltigen Zirkaloy-Brennelementhülsen /11/. Diese hier beispielhaft aufgeführten Experimente haben gezeigt, daß die Tritium-Freisetzung aus Metallen infolge der chemischen Affinität des Wasserstoffs (und damit auch des Tritiums) zu diesen Metallen sehr gering ist.

2.2 Beschreibung der Abfallprodukte

2.2.1 Beschaffenheit der Abfallprodukte

Die radioaktiven Rohabfälle werden durch die Konditionierung in eine den Erfordernissen der Endlagerung entsprechende Form überführt. Wichtig ist dabei u.a., daß die endzulagernden Abfälle keine freien Flüssigkeiten enthalten.

Flüssige Rohabfälle werden mit geeigneten Bindemitteln, in erster Linie Zement, gemischt und erstarren in Fässern zu festen Produkten. Bei der Bituminierung verdampft das Wasser beim Einrühren in das heiße Bitumen und die radioaktiven Rückstände werden im Bitumen gebunden, das beim Abkühlen erstarrt. Feste kompaktierbare Abfälle werden unter hohen Drucken zu stabilen Preßlingen geformt und in Fässern verpackt. Brennbare Abfälle werden entweder verbrannt oder zusammen mit anderen kompaktierbaren Abfällen zu Preßlingen verarbeitet. Die Asche wird in Zement fixiert und bildet in den Fässern ein festes Produkt. Nicht kompaktierbare Gegenstände werden durch Übergießen mit Zementleim in den Fässern fixiert.

Andere in Entwicklung befindliche Konditionierungsverfahren, wie z.B. das Eintrocknen von flüssigen Abfällen und das Verpacken der verbleibenden Trockensubstanz in dickwandigen Gußstahlbehältern, könnten zur Anwendung gelangen, wenn nachgewiesen wird, daß diese Abfallgebinde mindestens das gleiche Maß an Sicherheit gewährleisten, wie die durch die oben aufgeführten Verfahren erstellten Gebinde /12/.

Bei der endlagerspezifischen Charakterisierung der Abfallprodukte werden die für Sicherheitsbetrachtungen benötigten Quellterme zur Aktivitätsfreisetzung aus den Abfallprodukten beschrieben. Für die Betriebsphase werden dabei die Störfälle "Brand" (z.B. Fahrzeugbrand) und "mechanische Einwirkung" (z.B. Absturz des Förderkorbes) betrachtet. Zusätzlich werden Daten zur Radiolysegasbildung aus den verschiedenen Abfallprodukten erstellt.

Für die langfristige Sicherheitsbetrachtung des Endlagers steht eine denkbare Aktivitätsfreisetzung über den Wasserpfad im Vordergrund, da ein Aktivitätstransport in die Biosphäre nach Verschuß des Endlagers nur auf diesem Weg überhaupt denkbar ist.

2.2.2 Auslaugung und Korrosionsverhalten von zementierten und bitu- minierten Abfallprodukten

2.2.2.1 Herkunft der Abfallprodukte

Die für eine Endlagerung in der Grube Konrad zu betrachtenden radioaktiven Abfälle stammen im wesentlichen aus dem laufenden Betrieb von Kernkraftwerken und aus Großforschungszentren (siehe Kap. 2.1). Bei den Reaktor-Betriebsabfällen sind entsprechend den in Kap. 2.1 aufgeführten Abfallströmen in erster Linie die Ionenaustauscherharze und die Verdampferkonzentrate zu betrachten. Von den radioaktiven Abfällen aus den Großforschungszentren stehen in bezug auf das integrale Aktivitätsinventar die verfestigten Verdampferkonzentrate im Vordergrund. Daher werden bei der Charakterisierung der verfestigten Abfälle die Abfallprodukte der Tabelle 2.2-1 als die für Sicherheitsbetrachtungen wesentlichen betrachtet.

Als Matrix zur Verfestigung der Abfälle werden Zement und Bitumen untersucht. Für die Ionenaustauscher-Kugelharze wird zusätzlich noch die Fixierung in einer Kunststoffmatrix (Polystyrol/Divinylbenzol-Produkt) berücksichtigt.

2.2.2.2 Untersuchungen zur Aktivitätsfreisetzung aus den Abfallprodukten

Für sicherheitstechnische Untersuchungen zur Auslaugbeständigkeit radioaktiver Abfallprodukte wurde als auslaugendes Medium eine Salzlösung mit der in Tabelle 2.2-2 angegebenen Zusammensetzung verwendet. Sie entspricht ungefähr der Zusammensetzung der in der Grube genommenen Tiefenwasserproben /13/. Bei dieser Zusammensetzung sind Elementkonzentrationen unter 100 mg/l nicht berücksichtigt, da sie ohne Einfluß auf die Aus-

laugbeständigkeit der Produkte sind. Der pH-Wert dieses Tiefenwassers beträgt ca. 7,0 (25°C), die Dichte 1,15 g/cm³ (25°C).

Bei einem Gesamtsalzgehalt von ca. 210 g/l und einem NaCl-Gehalt von ca. 165 g/l entspricht dieses Tiefenwasser unter Vernachlässigung der restlichen Bestandteile etwa einer 15 Gew.-%igen NaCl-Lösung und stellt somit eine ungesättigte NaCl-Lösung dar. Aus allen bisher vorliegenden Ergebnissen zur Auslaugbeständigkeit von Zement- und Bitumenprodukten unter unterschiedlichen Bedingungen ist bekannt, daß der Sättigungsgrad der Auslauglösungen einen wesentlichen Einfluß auf die Auslaugbeständigkeit der Produkte ausübt /14, 15/. Dabei werden mit dest. Wasser in allen Fällen die relativ größten Auslaugraten beobachtet. Für alle Abfallprodukte, für die bisher keine Auslaugdaten mit dem angegebenen Tiefenwasser vorliegen, können aus diesem Grund die mit dest. Wasser ermittelten Werte verwendet werden.

Die Untersuchungen zur Auslaugbeständigkeit von Verfestigungsprodukten in Tiefenwasser bei 50°C (Gebirgstemperatur in ca. 1200 m Tiefe) und 1 bzw. 140 bar wurden für verfestigte Verdampferkonzentrate aus KKW mit inaktiv simulierten Proben durchgeführt.

Die bisher vorliegenden Daten zur Auslaugbeständigkeit von Zement- und Bitumenprodukten sind in den Tabellen 2.2-3 und 2.2-4 zusammengestellt. Darin wird die mittlere Auslaugrate R_L berechnet nach:

$$R_L = \frac{A_t / A_0}{O/V \cdot t} \quad [\text{cm/d}]$$

- A_t = freigesetzte Aktivität zur Zeit t
 A_0 = ursprünglich in der Probe enthaltene Aktivität
 O/V = Oberflächen/Volumen-Verhältnis der Probe
 t = Untersuchungszeitraum

Die Untersuchungen zeigen, daß die Auslaugbeständigkeit der Zementprodukte weitgehend unabhängig von ihrer Zusammensetzung ist.

Bei den Bitumenprodukten werden für Na_2SO_4 -haltige Produkte und für Produkte mit hohem Tensidgehalt vergleichsweise höhere Auslaugraten erhalten als für die restlichen Produkte /16/. Die höheren Radionuklid-Freisetzungen sind bei den Na_2SO_4 -haltigen Produkten auf die Wasseraufnahme des Na_2SO_4 durch Hydratbildung zurückzuführen. Die Produkte mit hohem Tensidgehalt enthalten eine Vielzahl unterschiedlicher Detergentien, was sich negativ auf die Auslaugbeständigkeit der Produkte auswirkt.

Erhöhter Druck zeigt sowohl bei Zement- als auch bei Bitumenprodukten keine negativen Auswirkungen auf die Auslaugbeständigkeit. Für alle betrachteten Abfallprodukte gilt, daß die Produkte keine Zusätze zur selektiven Radionuklidrückhaltung enthalten und vor der Fixierung keinem zusätzlichen Verfahrensschritt unterworfen wurden.

Für Sicherheitsbetrachtungen ist außerdem anzumerken, daß die Ergebnisse für ungeschützte Proben gelten. Die Schutzwirkung der Verpackung (200 l-Rollreifenfaß, VBA) ist hierbei nicht berücksichtigt. Vor allem durch VBA's wird die Auslaugbeständigkeit des Gebindes (Produkt und Verpackung) wesentlich erhöht. Hinzu kommt, daß der Hauptanteil der hier zu betrachtenden Radionuklide vergleichsweise geringe Halbwertszeiten aufweisen (Co-60, 5,25 Jahre; Cs-137, 30,1 Jahre), so daß sich das Aktivitätsinventar des Endlagers nach Zeiträumen von 50 - 100 Jahren signifikant erniedrigt.

2.2.3 Berechnungen zur Temperaturentwicklung bei der Endlagerung von Stilllegungsanfällen

2.2.3.1 Einleitung

Ein wesentlicher Parameter für Sicherheitsuntersuchungen ist die Temperaturverteilung im Endlager als Funktion der Zeit. Sie ist in Abhängigkeit von der spezifischen Wärmeleistung der Abfälle und der Lagergeometrie zu untersuchen.

Die Daten der betrachteten Abfälle finden sich in Abschnitt 2.1 dieser Studie. Die festen Abfälle sollen in Zementstein fixiert werden. Für die flüssigen Abfälle kommt neben der Zementierung auch eine Bituminierung in Frage.

Die Wärmeleistung der Abfallprodukte wird im Falle der Stilllegungsabfälle fast ausschließlich durch das Co-60 bestimmt. Bei allen anderen Abfallarten tragen eine Reihe von Radionukliden zur Wärmeleistung bei. Tabelle 2.2-5 zeigt am Beispiel der zementierten Abfälle die berechneten Werte für die Wärmeleistung der Produkte in Abhängigkeit von der Zeit. Bei den Berechnungen wurde für die Abfälle aus KKW und Forschungszentren ein Alter zum Zeitpunkt der Einlagerung von 1 a, für die Stilllegungsabfälle von 10 a angenommen. Die spezifische Aktivität der Abfallprodukte zum Zeitpunkt der Einlagerung wurde als Mittelwert aus den im Abschnitt 2.1 dieser Studie angegebenen Aktivitäten errechnet.

Die Tabelle 2.2-5 zeigt, daß zum Zeitpunkt der Einlagerung nur die Stilllegungsabfälle der Gruppe 1 eine nennenswerte Wärmeleistung aufweisen und damit eine Temperaturerhöhung bei deren Lagerung erwarten lassen. Alle anderen Abfälle haben so geringe Wärmeleistungen (Faktor ca. $2 \cdot 10^2$ - $2 \cdot 10^4$ niedriger als die Stilllegungsabfälle der Gruppe 1), daß sie praktisch zu keiner Temperaturerhöhung im Produkt und im Lagermedium führen.

Die Stilllegungsabfälle der Gruppe 1 machen mit 150 t weniger als 1% der insgesamt anfallenden Stilllegungsabfälle (16.605 t) aus einem Druckwas-

serreaktor (DWR) und einem Siedewasserreaktor (SWR) aus. Aufgrund ihrer kleinen Menge wird davon ausgegangen, daß diese Abfälle zusammen mit "nicht wärmeerzeugenden Abfällen", z.B. mit Stilllegungsabfällen der Gruppe 2, gelagert werden.

Im Rahmen von Parameterstudien wurde die Temperaturentwicklung in den Abfällen und in dem die Lagerstrecken umgebenden Erz berechnet, wobei eine Befüllung der Lagerräume ausschließlich mit Stilllegungsabfällen der Aktivitätsgruppen 1 und 2 angenommen wurde (10% Gruppe 1; 90% Gruppe 2). Diese Annahme ist pessimistisch, da bei einer gemischten Lagerung dieser Abfälle mit Stilllegungsabfällen der Gruppe 3 und mit den Abfällen aus den übrigen Bereichen (s. Kap. 2.1) noch niedrigere Temperaturen zu erwarten sind. Für die Berechnungen wurde neben dem in dieser Studie prioritär betrachteten Strecken-Querschnitt von 40 m² auch ein Querschnitt von 20 m² betrachtet.

2.2.3.2 Rechenmodell und Ausgangsdaten

Zur Berechnung der bei der Lagerung auftretenden Temperaturen wurde das an der RWTH Aachen entwickelte FORTRAN-Rechenprogramm TEFELD /17/ verwendet. Bei diesem Rechenverfahren wird davon ausgegangen, daß die gesamte Abfallmenge zum gleichen Zeitpunkt eingelagert wird (instantane Befüllung).

Für die Berechnungen wurden folgende Modellannahmen getroffen:

- Befüllung der Kammern mit 10% Abfällen der Gruppe 1 und 90% der Gruppe 2
- Homogene Quelle und homogenes Lagermedium
- keine Belüftung der Lagerkammern
- totale Absorption der Beta/Gamma-Strahlung im Produkt.

Als Verpackung für die zementierten Abfälle wurden Gußstahlbehälter mit einem Nutzvolumen von 140 l angenommen. Die Wandstärke des Behälters beträgt 15 cm, die Höhe 140 cm und der Durchmesser 100 cm. Zusätzlich ist der Behälter mit einer innenliegenden 12 cm starken Bleiabschirmung versehen. Für die Rechnungen wird angenommen, daß die Abfallmenge pro Behälter 25 l beträgt. Daraus ergibt sich, daß zur Verpackung der Abfälle der Gruppe 1 aus einem DWR und einem SWR je 770 Behälter benötigt werden. Die Aktivität eines Behälters an Co-60 beträgt nach einer Abklingzeit von 10 Jahren 765 Ci. Dies entspricht einer Wärmeleistung von 11,4 W/Behälter.

Für die Einlagerungsart der Behälter wurde angenommen, daß sie in regelmäßiger Anordnung in Kammern gestapelt werden. Bei der Fixierung im Zementstein wurde ein verbleibendes Hohlraumvolumen in den Behältern von ca. 10% angenommen. Bei den Kammern wurde ein Befüllungsgrad von jeweils 50 Vol.-% angenommen.

Für die Temperaturberechnungen wurden folgende Stoffwerte (Dichte, spez. Wärme, Wärmeleitfähigkeit) zugrunde gelegt:

Abfallkomponenten der Gruppen

1 + 2	: $\rho = 7,2 \text{ g/cm}^3$,	$C_p = 0,095 \text{ cal/g}^\circ\text{C}$,	$\lambda = 15 \text{ W/m}^\circ\text{C}$
Zementstein	: $\rho = 2,0 \text{ g/cm}^3$	$C_p = 0,2 \text{ cal/g}^\circ\text{C}$,	$\lambda = 1 \text{ W/m}^\circ\text{C}$
Luft	: $\rho = 1,2 \cdot 10^{-3} \text{ g/cm}^3$,	$C_p = 0,24 \text{ cal/g}^\circ\text{C}$,	$\lambda = 0,026 \text{ W/m}^\circ\text{C}$
Blei	: $\rho = 11,3 \text{ g/cm}^3$,	$C_p = 0,03 \text{ cal/g}^\circ\text{C}$,	$\lambda = 35 \text{ W/m}^\circ\text{C}$
Gußstahl	: $\rho = 7,2 \text{ g/cm}^3$,	$C_p = 0,11 \text{ cal/g}^\circ\text{C}$,	$\lambda = 42 \text{ W/m}^\circ\text{C}$

Für das Lagermedium Erz wurde mit $\rho = 2,6 \text{ g/cm}^3$, $C_p = 0,02 \text{ cal/g}^\circ\text{C}$ und $\lambda = 1,15 \text{ W/m}^\circ\text{C}$ gerechnet. Die mittlere Wärmeleitfähigkeit des Abfallproduktes wurde nach /18, 20/ aus der effektiven Wärmeleitfähigkeit des Abfalls in Zement unter Berücksichtigung eines Restluftvolumens von 15 l berechnet.

2.2.3.3 Ergebnisse und Diskussion

Bei dem angenommenen Füllungsgrad der Kammern von 50 % können in eine 80 m lange Kammer bei einem Querschnitt von 40 m² 1454 Behälter, bei einem Querschnitt von 20 m² 727 Behälter eingelagert werden.

Die berechneten Temperaturen gemäß dem zugrunde gelegten Lagerkonzept für Stilllegungsabfälle mit einer Abklingzeit (= Alter) von 10 Jahren sind in Tab. 2.2-6 angegeben. Die maximale Temperaturerhöhung ΔT liegt im Falle der Lagerung in einer Kammer mit 20 m² Querschnitt bei ca. 1,9°C für den Kammerinhalt und 1,3°C für das Erz und bei einem Kammerquerschnitt von 40 m² bei 3,5°C für die eingelagerten Abfälle und 2°C für das Erz.

Die Temperaturmaxima im Kammerinhalt und im Erz treten nach den hier gemachten Modellannahmen in beiden Kammern ca. 3 Jahre nach der Befüllung auf. Abbildung 2.2-1 zeigt am Beispiel der Lagerung von zementierten Abfällen in der Kammer mit 20 m² Querschnitt den zeitlichen Verlauf der örtlichen Maximaltemperaturen in der Kammer und im Erz. Der radiale Verlauf der Temperaturerhöhung (ΔT_{max}) in der Kammer ist in Abb. 2.2-2 angegeben.

Aus dem zeitlichen und dem örtlichen Temperaturverlauf ist ersichtlich, daß die Temperaturbelastung der eingelagerten Abfälle und des umgebenden Erzes vernachlässigbar klein ist und die Temperaturerhöhungen in dem durch unterschiedliche Bewetterung der Grubenräume und durch unterschiedliche Temperaturen der eingeleiteten Frischwetter bewirkten Schwankungsbereich liegen.

2.2.4 Untersuchungen zur Radiolysegasbildung

2.2.4.1 Ermittlung der Radiolysegasbildung aus radioaktiven Verfestigungsprodukten

Bei den betrachteten KKW-Abfallprodukten werden bis zum totalen Zerfall der Radionuklide integrale Beta/Gamma-Strahlendosen von ca. 10^7 rad für die Verdampferkonzentratprodukte und ca. 10^8 rad für die Ionenaustauscherprodukte erreicht. Bei den verfestigten Verdampferkonzentraten aus Forschungszentren beträgt die entsprechende integrale Beta/Gamma-Dosis ca. 10^7 rad. Daneben liegen in diesen Abfällen geringe Mengen an Alphastrahlern vor. Die sich daraus ergebende Alpha-Dosisleistung ist jedoch vergleichsweise gering, so daß merkliche integrale Alphadosen erst nach langen Zeiträumen auftreten (z.B. 10^8 rad nach 1000 Jahren).

Bei den hier zu betrachtenden integralen Beta/Gamma-Dosen treten keine merklichen Änderungen von Produkteigenschaften (z.B. mechanische Beständigkeit, Auslaugbeständigkeit) auf. Für die Betriebsphase des Endlagers ist deshalb nur die durch Radiolyse hervorgerufene Bildung zündfähiger Gase (hauptsächlich H_2) aus den Abfallprodukten und die Freisetzung dieser Gase in die Lagerkammern zu betrachten. Vom KfK wurden die in zementierten und bituminierten Abfällen unterschiedlicher Zusammensetzung entstehenden Radiolysegase in Abhängigkeit von der Gammadosis ermittelt /14/.

Tabelle 2.2-7 enthält die Zusammensetzung der untersuchten Abfallprodukte mit den ermittelten H_2 -Ausbeuten. Wasserstoff wird bei allen Produkten als Hauptbestandteil ($> 90\%$) der Radiolysegase gefunden. Auf die Angabe der Restbestandteile (Kohlenwasserstoffe, NO , O_2) wird deshalb hier verzichtet. Im untersuchten Dosisbereich (10^6 bis 10^8 rad) ist die Wasserstoffausbeute bei allen Produkten der Dosis direkt proportional. Für alle Produkte mit Ausnahme der Zement/ $NaNO_3$ -Produkte und der Bitumen-Tensidprodukte wurden vergleichbare H_2 -Ausbeuten erhalten. Die Erniedrigung der H_2 -Ausbeute bei $NaNO_3$ -haltigen Zementprodukten ist auf die Reaktion der durch Gammastrahlung gebildeten Primärprodukte ($H\cdot$, e^-_{aq}) mit den NO_3^- -Ionen zurückzuführen /21/.

Der erhöhte H₂-Wert bei den tensidhaltigen Bitumenprodukten wird durch die hohe Tensidbeladung der Produkte hervorgerufen. Diese organischen Verbindungen im Abfall liefern einen zusätzlichen H₂-Anteil.

Bei der Bituminierung werden höhere Abfallbeladungen erreicht. Die spezifische Aktivität und damit auch die spezifische H₂-Bildung pro Abfallfaß ist demzufolge höher als bei der Zementierung. Andererseits wird bei der Zementierung eine entsprechend größere Faßzahl produziert als bei der Bituminierung. Bezogen auf eine bestimmte Menge unkonditionierten Abfalls ist somit bei vergleichbarer H₂-Ausbeute für das Endprodukt die erzeugte H₂-Menge gleich.

Neben dem durch Beta/Gamma-Strahlung erzeugten Wasserstoff ist für alpha-haltige Verdampferkonzentrate noch die durch Alphastrahlung bedingte H₂-Bildung zu berücksichtigen. Für zementiertes NaNO₃-haltiges Verdampferkonzentrat beträgt die Alpha-H₂-Ausbeute $1,7 \cdot 10^{-3}$ ml/g·Mrad /22/, für das Bitumenprodukt $12 \cdot 10^{-3}$ ml/g·Mrad /23/. Zementstein (ohne NaNO₃) liefert bei Alphastrahlung eine H₂-Ausbeute von $8 \cdot 10^{-3}$ ml/g·Mrad /24/.

Es sei noch darauf hingewiesen, daß die radiolytische H₂-Bildung infolge der Verringerung der Dosisleistung mit der Zeit abnimmt.

2.2.4.2 Berechnungen zur Radiolysegasbildung

Die berechneten Dosisleistungswerte der hier betrachteten Abfälle sind am Beispiel der zementierten Abfälle in Tab. 2.2-8 in Abhängigkeit von der Lagerzeit angegeben. Für die Berechnungen wurden bezüglich des Alters, der Aktivität und des Nuklidinventars der Abfälle die gleichen Werte wie für die Temperaturberechnungen (vgl. Abschn. 2.2.3) zugrunde gelegt. Tabelle 2.2-8 zeigt, daß die Dosisleistungen der bituminierten und zementierten flüssigen Abfälle aus Kernkraftwerken und Forschungszentren sowie der Stilllegungsabfälle der Aktivitätsgruppen 2 und 3 um den Faktor ca. $2 \cdot 10^2$ bis $2 \cdot 10^4$ (je nach Abfallart) niedriger sind als die der Stilllegungsabfälle der Gruppe 1. Diese Abfälle liefern daher aufgrund ihrer geringen Aktivität ($5 \cdot 10^{-4}$ bis $1 \cdot 10^{-3}$ Ci/l_{Prod.}) nur einen untergeordneten Beitrag zur Radiolyse.

Die berechnete maximale H_2 -Konzentration in einer unbelüfteten Kammer (pessimistische Annahme) während der Einlagerungsphase (3 Jahre) aus zementierten Stilllegungsabfällen (Gruppe 2), KKW und Forschungszentren liegt je nach Abfallart zwischen 0,03 Vol.-% und 0,07 Vol.-% und ist damit vernachlässigbar klein. Für die Rechnungen wurde ein Füllungsgrad von 50 Vol.-% zugrunde gelegt. Als mittlere H_2 -Ausbeute wurde gemäß Abschn. 2.2.4.1 für die Reaktorabfälle $4,5 \cdot 10^{-3}$ ml H_2 /Mrad·g Zementstein und für die Abfälle aus Forschungszentren $8 \cdot 10^{-4}$ ml H_2 /Mrad·g Zementstein infolge Beta/Gamma-Strahlung bzw. $1,7 \cdot 10^{-3}$ ml H_2 /Mrad·g Zementstein infolge Alphastrahlung zugrunde gelegt.

Zur Berechnung der Radiolysegasbildung bei der Lagerung von Stilllegungsabfällen wurde analog zu den Berechnungen zur Temperaturentwicklung (s. Kap. 2.2.3) zunächst von einer ausschließlichen Lagerung von 10% Abfällen der Aktivitätsgruppe 1 und 90% der Aktivitätsgruppe 2 ausgegangen. Ebenso wurden bezüglich der Lagerungsart die in Kapitel 2.2.3 beschriebenen Annahmen zugrunde gelegt. Die Voraussetzung für die Berechnung der integralen Dosis der Produkte war die vollständige Absorption der Strahlung in den Abfallprodukten und eine homogene Verteilung des Abfalls im Zementstein. Zur Berechnung der H_2 -Ausbeute aus den zementierten Abfällen wurde der experimentell ermittelte Wert von $4,5 \cdot 10^{-3}$ ml/Mrad·g /26/ verwendet, der in guter Übereinstimmung mit den Werten anderer Autoren steht /27/. Ferner wurde die konservative Annahme gemacht, daß die Wasserstoffbildung proportional der Dosis ist und ohne zeitliche Verzögerung aus den Abfallprodukten und deren Verpackungen vollständig in die Kammeratmosphäre freigesetzt wird.

Zur Ermittlung der H_2 -Bildungsrate und der integral gebildeten H_2 -Mengen wurden die Dosisleistung und die integrale Dosis im Produkt als Funktion der Zeit berechnet. Tabelle 2.2-9 zeigt die in den Abfällen bei der vorausgesetzten Lagerungsart insgesamt gebildeten Wasserstoffmengen. Die berechnete mittlere H_2 -Bildungsrate beträgt in einer Lagerkammer mit einem Volumen von 3200 m³ ca. 1 l/h. Dies würde in einer unbelüfteten Kammer in der Einlagerungsphase (3 Jahre) theoretisch zu einer Wasserstoffkonzentration in der Kammerluft von 1,5 Vol.-% führen. Bei einer gemischten

Lagerung der Abfälle aus allen Bereichen wird die radiolytische Wasserstoffbildung noch geringer sein.

In der Praxis wird die H_2 -Konzentration während der Einlagerungsphase noch viel niedriger liegen, da die Lagerräume während dieser Zeit belüftet werden. Legt man beispielsweise eine Bewetterung der Kammern von nur $1,8 \cdot 10^4$ m^3/h zugrunde, dann ist die H_2 -Bildungsrate der Abfallprodukte um den Faktor ca. $2 \cdot 10^7$ kleiner als die Bewetterungsrate. Die H_2 -Konzentration in den Abwettern aus einer Kammer mit Stilllegungsabfällen würde damit bei ca. $5 \cdot 10^{-6}$ Vol.-% liegen. Da die Grubenwetter insgesamt einen wesentlich höheren Durchsatz haben (bis zu 10.000 m^3/min), wird die tatsächliche H_2 -Konzentration außerhalb der Einlagerungsstrecken noch darunter liegen.

2.2.5 Verhalten von bituminierten und zementierten Produkten bei thermischer Belastung (Brand)

Zur Ermittlung der Auswirkungen eines Brandes während der Betriebsphase des Endlagers müssen die Freisetzunganteile der jeweiligen Radionuklide aus den Abfallprodukten bekannt sein. Die Aktivitätsfreisetzung aus Abfallprodukten ist im wesentlichen abhängig vom Verfestigungsmaterial (z.B. Zement, Bitumen, Kunststoff), von der Abfallzusammensetzung (z.B. höhere Gehalte von $NaNO_3$), der Verpackung der Abfälle und von der thermischen Belastung beim Brand.

2.2.5.1 Untersuchungen zur Aktivitätsfreisetzung aus Bitumenprodukten

Das Verhalten von Bitumenprodukten beim Brand ist stark abhängig von Art und Menge der eingebundenen Salze /14/. Produkte, die keine beim Brand oxidierend wirkenden Salze enthalten (z.B. $NaNO_3$), sind in ihrem Brennverhalten reinem Bitumen vergleichbar. Dies bedeutet, daß die in Fässer abgefüllten Produkte nach Verlöschen des externen Feuers nicht selbständig weiterbrennen /14/. Enthalten sie $NaNO_3$, so verläuft die Verbrennung wesentlich heftiger, da intern Sauerstoff zur Verfügung steht.

Zur Ermittlung der Aktivitätsfreisetzung aus Bitumen-NaNO₃-Produkten wurden Laboruntersuchungen mit aktiven Pu-dotierten und inaktiven Eu-dotierten Produkten sowie Feldversuche im Originalmaßstab mit inaktiven Eu-haltigen Produkten durchgeführt /28/. Das Eu diente dabei als inaktiver Tracer für Pu, welches in einem Teil der Abfälle aus Forschungszentren vorkommt, Na als inaktiver Tracer für aktives Cs.

Im Labormaßstab wurde die Pu-Freisetzung direkt ermittelt. Parallel dazu wurde in Labor- und Feldversuchen die Freisetzung von Eu bestimmt. Neben den Pu-(Eu)-Verlusten wurden bei allen Versuchen noch die Massenverluste und bei den inaktiven Proben die Na-Verluste ermittelt. Während der Feldversuche wurde ein Teil der freigesetzten Aerosole über Quarzfilter abgesaugt. Nach Abschluß der Versuche wurden die Gewichtsverluste bestimmt und die Verbrennungsrückstände auf ihren Gehalt an Na untersucht. Auf den Filtern wurde die Menge an Na und Eu bestimmt.

Aus den Gewichtsverhältnissen von Na/Eu auf den Filtern und den durch Analyse der Verbrennungsrückstände ermittelten Na-Verlusten können die Eu-Verluste bestimmt werden. Die Auswertung der Abscheidung von Eu und Na auf den Filtern als Funktion der Zeit gestattet zudem wichtige Hinweise auf die Dynamik der Aktivitätsfreisetzung bei einem Brand.

Die bisher vorliegenden Ergebnisse der Untersuchungen lassen sich folgendermaßen zusammenfassen /28/:

- Die mittleren integralen Pu-Verluste bei den Laborversuchen mit unverpackten Produkten liegen unter 15% (Produkt mit 36% NaNO₃). Die mittleren Massenverluste betragen 80%.
- Die mittleren Na-Verluste bei den Feldversuchen betragen 32%, die Eu-Verluste ungefähr 8 %. Die mittleren Gesamt-Massenverluste liegen bei 74%.
- Aus den Versuchen kann abgeleitet werden, daß die Pu-Verluste unter 15% liegen.

- Aus dem zeitlichen Verlauf der Na/Eu-Abscheidung auf den Filtern und auf Grund des Temperaturverlaufs läßt sich bei den Feldversuchen eine Induktionsperiode von ca. 15 - 20 min zwischen Versuchsbeginn und erster Na/Eu-Freisetzung ableiten. Nach ca. 50 - 60 Minuten wird das Maximum der differentiellen Freisetzungsrates erreicht. Danach verringert sich die Na/Eu-Freisetzungsrates stetig. Abbildungen 2.2-3 und 2.2-4 zeigen die kumulierte Na- bzw. Eu-Abscheidung auf den Filtern als Funktion der Zeit.

Diese Freisetzungsrates wurden an Produkten in 175 l-Einsatztrommeln ermittelt, die in dieser Form nicht für eine Zwischen- oder Endlagerung in Frage kommen. Der überwiegende Teil der im Kernforschungszentrum Karlsruhe hergestellten radioaktiven Bitumenprodukte wurde in Betonbehältern (VBA) verpackt (Wandstärke ca. 20 cm). Untersuchungen zeigten, daß bei einem 45-minütigen Feuer die Betonabschirmung intakt bleibt /14/. Die Temperatur der Bitumenprodukte erhöhte sich mit starker zeitlicher Verzögerung (4 - 5 Stunden) nur auf etwa 70 - 80°C, zu einem Bitumenbrand kam es nicht. Dies ist auf die hohe Wärmekapazität der Betonabschirmung und auf die geringe Wärmeleitfähigkeit (ca. 1,3 Kcal/m.h.K) des Betons zurückzuführen. Durch diese Versuche wurde der wirksame Schutz der verpackten Bitumenprodukte durch die Betonabschirmung bei Einwirkung eines externen Feuers aufgezeigt. Eine Aktivitätsfreisetzung kann für diesen Fall ausgeschlossen werden.

Diese Schutzwirkung der VBA kann für alle Abfallprodukte zugrunde gelegt werden, die zur Verringerung der Dosisleistung an den Abfallgebinden in zusätzlichen Abschirmungen transportiert werden. Dies trifft in der Regel neben den verfestigten NaNO₃-haltigen Verdampferkonzentraten auf die bituminierten Kugel- und Pulverharze sowie auf die kunststofffixierten Kugelharze zu.

Abbrandversuche mit Bitumen/Ionenaustauscher-Produkten im Labor in Studsvik (Schweden) bestätigten, daß die ermittelte Freisetzung aus Bitumen/NaNO₃-Produkten Maximalwerte darstellen /29/. Sie zeigten auch, daß bei 700°C weniger als 1% der vorliegenden Aktivität freigesetzt wird. Be-

rücksichtigt man noch, daß bituminierte Ionenaustauscher aufgrund ihrer Dosisleistung zusätzlich in VBA verpackt werden, kann für diese Abfallprodukte im Falle eines Schadenfeuers (30 Minuten Feuer, 800°C) eine Aktivitätsfreisetzung ausgeschlossen werden.

Für bituminierte Verdampferkonzentrate aus KKW, die außer den Fässern keine zusätzliche Verpackung bzw. Abschirmung benötigen, läßt sich konservativ die mögliche Aktivitätsfreisetzung aus den Ergebnissen der Feldversuche mit Bitumen/ NaNO_3 -Produkten ableiten. Legt man die deutlich erhöhte Dynamik beim Abbrand der Bitumen/ NaNO_3 -Produkte zugrunde (Abb. 2.2-3), so läßt sich nach 40 Minuten (d.h. 10 Minuten nach Erlöschen des externen Feuers) eine Na-Freisetzung von 2,2% der Gesamtfreisetzung ableiten. Für Produkte, die kein NaNO_3 enthalten, wird die Na-Freisetzung niedriger liegen, so daß eine 2%ige Na-Freisetzung, und damit eine entsprechende Cs-Freisetzung, unter den Versuchsbedingungen als obere Grenze angenommen werden kann.

2.2.5.2 Aktivitätsfreisetzung aus Zementprodukten bei thermischer Belastung

Werden Zementprodukte einem externen Feuer ausgesetzt, so kommt es zur Wasserfreisetzung aus den Produkten. Für Sicherheitsbetrachtungen zum Störfall Brand ist deshalb zu prüfen, ob dadurch eine Radionuklidfreisetzung (radioaktive Aerosole) hervorgerufen wird. Quantitative Untersuchungen hierzu liegen bisher nicht vor, entsprechende Experimente im Labormaßstab mit getracerten Zementproben (Cs-137 , Co-60 , Pu) sowie Feldversuche mit inaktiv simulierten Produkten in Originalgröße sind in Vorbereitung.

Zementstein enthält chemisch und physikalisch gebundenes Wasser neben nicht gebundenem Porenwasser /30/. Da die Bindungs-Übergänge nicht genau festzulegen sind, spricht man vereinfachend auch von verdampfbarem und nicht verdampfbarem Wasser. Bei einem W/Z-Wert von 0,4 (entsprechend 28,6 Gew.-% H_2O bezogen auf Zementstein) beträgt der Anteil des verdampfbaren Wassers nach vollständiger Hydratation des Produkts ca. 30 - 40%

des Gesamtwassers. Mit zunehmendem W/Z-Wert erhöht sich der Anteil des verdampfbaren Wassers entsprechend. Das physikalisch und chemisch gebundene Wasser wird im Temperaturbereich zwischen 105°C und 800°C weitgehend kontinuierlich abgespalten (siehe Abb. 2.2-5) /30/. Untersuchungen mit inaktiv simulierten Zementabfallprodukten ergaben vergleichbare Kurvenverläufe /31/.

Bei einer thermischen Belastung von Zementprodukten wird sich im Behälter der der jeweiligen Temperatur entsprechende Wasserdampfpartialdruck einstellen, der bei einem längeren Feuer theoretisch sehr hohe Werte erreichen kann (z.B. 160 bar bei 350°C) /32, 33/. In der Praxis jedoch werden die Kunststoffdichtungen der Rollreifendächer thermisch so weit geschädigt, daß schon relativ geringe Überdrücke (2-3 bar) zur Undichtigkeit führen.

Für eine Abschätzung der möglichen Wasserverluste wird konservativ eine bei einem Schadensfeuer erreichbare mittlere Temperatur der Zementprodukte von 400°C zugrunde gelegt. Thermogravimetrische Laboruntersuchungen mit inaktiv simulierten Zementprodukten (10 Gew.-% NaNO_3) ergaben, daß der maximal freisetzbare Wasseranteil bei dieser Temperatur ca. 70 - 75% des Gesamtwassergehalts beträgt /31/. Da die spezifische Wasserfreisetzung bei Zementprodukten in Originalgröße aufgrund der Probengeometrie geringer ist, kann dieser Wert als pessimistisch betrachtet werden.

Aus den bei der Konzentrierung wäßriger Abfallströme durch Verdampfung erreichbaren Dekontaminationsfaktoren von 10^3 bis 10^5 kann geschlossen werden, daß bei einer Erhitzung der Abfallprodukte in einem Schadensfeuer die Freisetzung nicht wasserdampf-flüchtiger Radionuklide sehr gering ist und daß im wesentlichen nur die H_2O - (und damit eine eventuelle HTO -) Freisetzung in merklichem Umfang zu berücksichtigen ist. Die HTO -Freisetzungen können mit den o.a. Werten zur Wasserfreisetzung abgeschätzt werden.

2.2.6 Verhalten von zementierten Abfallprodukten bei mechanischer Einwirkung (Absturz)

Der Absturz von Abfallgebinden während der Betriebsphase des Endlagers kann prinzipiell zu einer Freisetzung flugfähiger, kontaminierter Stäube führen. Quantitative Untersuchungen hierzu wurden an Abfallprodukten in Originalgröße bisher noch nicht durchgeführt. Für Zementprodukte wurden in USA Labor-Untersuchungen mit nicht verpackten Proben zur Ermittlung der auftretenden Oberflächenvergrößerung und der Korngrößenverteilung bei mechanischer Belastung durchgeführt /34/. Die Ergebnisse sind jedoch nicht auf Originalgebinde (Faß und Produkt) übertragbar. Mit inaktiv simulierten Abfallgebinden (200 l) zementierter Abfälle wurden in Finnland Fallversuche aus einer Höhe von ca. 20 m durchgeführt /35/. Bei diesen Versuchen wurde jedoch nur der Zerstörungsgrad der Produkte ermittelt.

Zur quantitativen Ermittlung des freigesetzten Feinstaubanteils aus Zementprodukten sind Untersuchungen mit inaktiv simulierten Gebinden bei unterschiedlichen Fallhöhen begonnen worden. Untersucht wurden Zementprodukte (W/Z = 0,4, 10 Gew.-% NaNO_3) aus PZ 35 F in 200 l-Rollreifenfässern. Es wurden Gebinde mit Aufschlag auf den Faßboden, die Bodenkante und die Mantelfläche untersucht.

Das Ergebnis der Versuche läßt sich folgendermaßen zusammenfassen:

- Der beobachtete Zerstörungsgrad der Produkte ist sehr stark abhängig vom Aufschlagpunkt. Geringe Schäden treten beim Aufschlag der Produkte mit dem Faßboden auf. Beim Aufschlag auf die Kante wird der Zerstörungsgrad erhöht, die stärkste Deformation von Faß und Produkt tritt beim Aufschlag auf die Mantelfläche ein.

- Eine orientierende Auswertung der bei diesen Versuchen erzeugten Filme und Photographien ergibt für den Großteil des freigesetzten Staubes Sedimentationszeiten von max. 10 Sekunden. Aus dieser Sinkgeschwindigkeit lassen sich anhand anderenorts durchgeführten Versuchen für den sichtbaren Staubanteil Partikeldurchmesser zwischen 50 μm und 70 μm ableiten /36/. Die mikroskopische Auswertung der verwendeten Filter ergab, daß unter den Versuchsbedingungen Staubpartikel mit Korngrößen $\leq 10 \mu\text{m}$ vorhanden sind.

Quantitative Aussagen über die Menge der insgesamt freigesetzten flugfähigen Stäube, insbesondere mit Korngrößen $\leq 10 \mu\text{m}$, können erst nach weiteren Untersuchungen gemacht werden.

3. Verpackungen und Abschirmungen

3.1 Beschreibung der Verpackungen

Für die Verpackung der Abfälle kommen nach dem derzeitigen Stand der Technik die folgenden Behälter in Frage:

- a) lackbeschichtete 200 l- oder 400 l-Rollreifen- oder Rollsickenfässer (Abb. 3.1-1 und 3.1-2)
- b) Verlorene Betonabschirmungen (VBA) aus armiertem Beton mit eingesetzten 200 l- oder 400 l-Rollreifen- oder Rollsickenfässern (Abb.3.1-3 und 3.1-4)
- c) lackbeschichtete Stahlblech-Behälter mit ca. 3 m³ Nutzvolumen
- d) verlorene Betonbehälter mit ca. 2,5 m³ Nutzvolumen
- e) zylindrische Stahlgußbehälter mit variabler Abschirmung (Wandstärke 7 cm bis 29 cm, Nutzvolumen 0,6 m³ bis 2 m³) (Abb. 3.1-5).

Die unter a) und b) aufgeführten Behälter wurden bereits bei der Einlagerung im Salzbergwerk Asse verwendet und haben sich in 11 Jahren Einlagerungsbetrieb voll bewährt.

Die übrigen Behälter wurden in erster Linie im Hinblick auf Transport und Lagerung der bei der Stilllegung von Kernkraftwerken anfallenden Abfälle konzipiert. Wegen des großen Aktivitätsbereichs (s. Tab. 2.1-3 und 2.1-4) und der großen Menge dieser Abfälle bietet dieses System von Behältern beträchtliche Vorteile hinsichtlich der Flexibilität und des Transportaufkommens (Anzahl der Behälter, Abschirmungen und Gewichte). Dementsprechend können die Stilllegungsabfälle der Gruppen 1 und 2 (siehe Tab. 2.1-5) in Stahlgußbehältern mit variabler Abschirmung gemäß e) und die stark überwiegenden Stilllegungsabfälle der Gruppe 3 in Beton- oder Stahlbehältern gemäß c) und d) transportiert und gelagert werden. Die technischen Daten dieses Behältersystems sind in Tabelle 3.1.-1 zusammengefaßt.

Die Behälter dieses Systems befinden sich z.Zt. im Stadium der Entwicklung und Erprobung. Die Entscheidung über ihre Verwendung zur Einlagerung von Abfällen in der Grube Konrad ist dem Genehmigungsverfahren vorbehalten. Dies gilt auch für ihre Verwendung zur Einlagerung radioaktiver Abfälle aus den übrigen Bereichen.

3.2 Untersuchungen zum Korrosionsverhalten der Verpackungen

3.2.1 Einleitung

Da z.Zt. keine Endlagerung radioaktiver Abfälle erfolgt, müssen die für die Einlagerung in Konrad vorgesehenen schwachaktiven Abfälle zunächst oberirdisch zwischengelagert werden. Die Integrität der Abfallbehälter muß während dieser Zwischenlagerung, der Handhabung und dem Transport ins Endlager gewährleistet werden.

Bei der Endlagerung wird die potentielle Freisetzung von Radionukliden beim Störfall über die flüssige Phase durch die Qualität des Abfallgebundes (Produkt und Verpackung) bestimmt. Es ist daher sinnvoll, die Barrierenwirkung der Verpackungen zu quantifizieren, die durch die Innen- bzw. Außenbeschichtung und durch den Behälterwerkstoff (Stahlblech, Gußwerkstoff) selbst charakterisiert wird.

Nachfolgend wird über die bisher durchgeführten Eignungstests an organischen Beschichtungssystemen für Abfallbehälter berichtet. Weiterhin werden die Ergebnisse eines Langzeit-Korrosionsexperiments (13 Jahre) mit lackbeschichteten 200 l-Blechfässern für radioaktive Abfälle im Salzbergwerk Asse diskutiert und auf Konrad-Verhältnisse bezogen.

3.2.2 Eignungstests an organischen Beschichtungssystemen für metallische LAW-Abfallbehälter

Bei der Untersuchung von Lackbeschichtungssystemen (Dünnschichtsysteme mit ca. 150 µm Schichtdicke, Dickschichtsysteme mit ca. 500 µm Schichtdicke) auf ihre Eignung zum Schutz metallischer Verpackungen wurden folgende Versuchsbedingungen vorgegeben:

Auslagerung im Normalklima, in Schwitzwasserkonstantklima (DIN 50 017), im Umluftofen bei 80°C, in Zementmörtelschlämmen mit und ohne Natriumnitrat und im Salzsprühklima (DIN 50 021). Die Dünnschichtsysteme wurden zusätzlich in salinarem Tiefenwasser gemäß Tabelle 3.2-1 bei 50°C sowie zum Vergleich in quinärer Salzlösung (Punkt Q) und in Steinsalzlösung bei 60°C geprüft. Darüber hinaus wurden technologische Prüfungen durchgeführt, wie die Beurteilung des Aussehens, die Messung der Schichtdicke, der Dornbiegeversuch (DIN 53 152), der Kugelstrahlversuch (DIN 53 154), die Hochspannungsprüfung und die Prüfung der Unterrostung. Die Zusammensetzung der Prüfmedien ist in Tabelle 3.2-1 angegeben.

In den Tabellen 3.2-2 und 3.2-3 sind die Untersuchungsergebnisse für das am besten sich verhaltende Dünnschicht- bzw. Dickschichtsystem dargestellt. Die Prüfungsergebnisse für die im Normalklima gelagerten Pro-

ben sind als Vergleichsstandard für die übrigen Beanspruchungen zu betrachten.

Die Ergebnisse des Dornbiegeversuches zeigen, daß das Dickschichtsystem wesentlich bessere elastische Eigenschaften als das Dünnschichtsystem besitzt. Auch hinsichtlich der Unterrostung ist das Dickschichtsystem als das bessere anzusehen. Die Unterrostungen können bei beiden Systemen jedoch erst nach starken Lackbeschädigungen auftreten.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß beide hier diskutierte Beschichtungssysteme unter der im Prinzip für alle Beschichtungssysteme gültigen Einschränkung, daß bei der Verpackung und der Handhabung der Abfallfässer starke mechanische Beschädigungen der Beschichtung vermieden werden sollen, als Beschichtung für Abfallfässer gut geeignet sind. Der Einfluß möglicher handhabungsbedingter Beschädigungen an der Beschichtung auf das Langzeit-Korrosionsverhalten von Abfallfässern unter der Annahme von Lauge- bzw. Wasserzuflüssen ist Gegenstand späterer Untersuchungen.

Die bisher durchgeführten Kurzzeittests haben keine wesentlichen Unterschiede hinsichtlich der Korrosion in konzentrierten Salzlösungen und in salinarem Tiefenwasser gezeigt. Deshalb werden im folgenden die Ergebnisse von Langzeit-Korrosions-Untersuchungen an Abfallfässern, die in einer konzentrierten Salzlösung gelagert wurden, auf die Verhältnisse in Konrad bei Annahme eines Wasser- bzw. Laugenzuflusses angewendet.

3.2.3 Langzeit-Korrosionsverhalten von lackbeschichteten Blechfässern

Untersucht wurden 200 l-Rollreifenfässer mit einem geschraubten Winkelringdeckel, die seit 1966 für die Verpackung von schwachaktiven Abfällen verwendet wurden und prinzipiell den für Konrad vorgesehenen Abfallfässern entsprechen. Der Faßmantel (Blechdicke 1,5 mm) war längsnahtgeschweißt. Als Werkstoffe wurden einfache Baustähle (DIN-Werkstoff-Nr. 1.0330, 1.0033, 1.0036) verwendet. Die Innen- und Außenbeschichtung der Fässer war eine zweischichtig aufgetragene Zwei-Komponenten Epoxidharz-

lackierung mit einer Gesamtschichtdicke von ca. 100 μm (Dünnschichtsystem). Verdeckte Flächen unter den Rollreifen waren nicht lackiert.

Die Abfallfässer wurden im ehemaligen Salzbergwerk Asse u.a. in einer Salzlauge folgender Zusammensetzung gelagert (Angaben in g/l):

0,013 Ca^{2+} , 109 Mg^{2+} , 3,5 Na^+ , 3,5 K^+ , 295 Cl^- , 42,3 SO_4^{2-} , 0,07 F^- .

Der pH-Wert der Lösung betrug 5,5 und der Sauerstoffgehalt bei 25°C 0,015 mg/l bei einem Sauerstoff-Sättigungswert bei 25°C von 2,1 mg/l.

Die mittlere Lagerungstemperatur betrug ca. 32°C entsprechend der Temperatur auf der 775 m-Sohle der Schachanlage Asse.

Vor der Lagerung der Blechfässer wurden sie den bei der Handhabung üblichen mechanischen Belastungen ausgesetzt, wodurch die Faßbeschichtung an mehreren Stellen beschädigt wurde (Kratzer, Lackabschabungen). Da die Fässer kein Abfallprodukt enthielten, beschreiben die Versuchsergebnisse nur das Verhalten bezüglich der Außenkorrosion.

Für die Untersuchung der Fässer auf Korrosion wurden die bekannten werkstoffkundlichen Methoden angewendet.

Als wichtigstes Ergebnis dieser Untersuchungen ist festzuhalten:

- An den Stellen, wo der Lack vor der Auslagerung nicht beschädigt wurde, konnte weder an der Beschichtung noch am Grundwerkstoff ein Korrosionsangriff festgestellt werden (kein Eindringen von Chloriden in den Lack).
- An den Stellen, wo der Lack handhabungsbedingt vor der Lagerung bis auf das Blechmaterial beschädigt wurde, zeigte sich ein Korrosionsangriff im Grundwerkstoff (Unterrostung).
- Die größten Korrosionstiefen im Faßwerkstoff wurden in den Bereichen Rollreifen/Behältermaterial festgestellt. Diese verdeckten Stellen waren bei der Faßherstellung nicht lackiert worden. Der in diesen Bereichen auftretende Spalt hat die Mulden- bzw. Lochfraßkorrosion begünstigt; hier wurden nach 13 Jahren maximale Korrosionstiefen von ca. 30% der Blechdicke gemessen.

Überträgt man dieses Untersuchungsergebnis auf die nach einem unterstellten Wasser- bzw. Laugenzufluß angenommenen Verhältnisse, so folgt unter der Annahme eines gleichbleibenden Korrosionsmechanismus, daß erste Durchrostungen an einigen Stellen am Faßmantel nach ca. 40 Jahren auftreten würden. Dieses Ergebnis zeigt, daß die verwendete organische Beschichtung (sie ist ein Vorläufer des oben diskutierten Dünnschichtsystems) einen guten Schutz gegen die Außenkorrosion der Fässer bei der Endlagerung in Konrad darstellt. Dies setzt voraus, daß die Behälter durch äußere Druckbelastungen nicht zerstört werden, was durch eine ausreichende Befüllung der Fässer erreicht werden kann.

Zur Bewertung der Untersuchungsergebnisse wurde in Abb. 3.2-1 unter Zugrundelegung repräsentativer Nuklidgemische der zeitliche Verlauf der spezifischen Aktivität in den für eine Einlagerung in Konrad zu betrachtenden zementierten LAW-Abfallprodukten (1 Jahr alt) aufgetragen. Es ist zu erkennen, daß nach 40 Jahren, dem Zeitpunkt des Auftretens erster lochfraßartiger Durchrostungen, die Aktivität der Abfälle um einen Faktor 5 - 7 (je nach Abfallart) abgeklungen sein wird. Über diesen Zeitraum hinaus wird das Abfallfaß jedoch noch für längere Zeit zusätzlich zum Abfallprodukt einen Beitrag zur Verringerung der Auslaugung leisten.

Werden die Abfallfässer zusätzlich in VBA verpackt, so kann aufgrund der Schutzwirkung der allseitigen Betonummantelung davon ausgegangen werden, daß erst nach mehr als 100 Jahren ein Kontakt von Wasser oder Lauge mit dem Abfallprodukt möglich ist.

3.3 Dosisleistung der Gebinde

Die Dosisleistung der Abfallgebände wird entsprechend den Transportbestimmungen /7/ begrenzt auf 200 mrem/h (2 m Sv/h) an der Außenfläche und 10 mrem/h (0,1 m Sv/h) in 1 m Entfernung von der Außenfläche. In der Praxis ist die zweite Begrenzung der limitierende Wert (s. Abb. 3.3-1). Der größte Teil der Abfälle liegt jedoch wegen ihres geringen Aktivitätsinventars unter diesen Werten (s. Kapitel 2.1.2).

Bei der Einlagerung radioaktiver Abfälle im Salzbergwerk Asse kam es bei Anwendung dieser Werte in keinem Fall zu einer Überschreitung der zulässigen Dosisbelastung des Betriebspersonals. Bei 75% der Belegschaft lag im Jahre 1978 (Einlagerungsleistung 24.000 Fässer und 6.600 VBA) die monatliche Dosis unter der Nachweisgrenze der benutzten Stabdosismeter von 40 mrem (0,4 m Sv) pro Monat /8/. Bei 2/3 der direkt mit der Einlagerung befaßten Belegschaft lag die Jahresdosis unter 600 mrem (6 m Sv).

3.4 Abschirmwirkung der Verpackungsmaterialien

Werden die in Kapitel 3.3 genannten Dosisleistungsgrenzwerte an unabgeschirmten Abfallfässern überschritten, können die Fässer in zusätzlichen Abschirmungen verpackt werden, die in der Regel aus Beton oder Stahlguß gefertigt sind.

Aus den Abb. 3.4-1 und 3.4-2 sind für unterschiedliche Gebinde mit schwachaktiven Abfällen die Verhältnisse zwischen der Gesamtaktivität in den Gebinden und der Dosisleistung an der Oberfläche der Gebinde zu entnehmen.

4. Einlagerungstechnik

4.1 Abschätzung des Zeitbedarfs beim Einlagerungsbetrieb

Für die Abschätzung des Zeitbedarfs beim Einlagerungsbetrieb in der Grube Konrad wurden Versuche durchgeführt, bei denen inaktive Abfallgebände mit den vorhandenen Geräten und Fahrzeugen an den verschiedenen Betriebspunkten gehandhabt wurden. Die Ermittlung der Aufenthaltsdauer und des Abstandes zu den einzulagernden Abfallgebänden bildete die Basis für eine Abschätzung der Dosisbelastungen beim Einlagerungsbetrieb (s. Kapitel 5.3).

Für die nachfolgenden Abschätzungen wird davon ausgegangen, daß jährlich 22.500 200 l-Fässer und 7.500 VBA angeliefert und eingelagert werden. Ferner wird vorausgesetzt, daß die Fässer auf Paletten zu je 6 Fässern und die VBA einzeln gehandhabt werden, d.h. es müssen jährlich 3.750 Paletten und 7500 VBA transportiert werden. Beim Transport im Schacht und untertage werden jeweils 3 Paletten (18 Fässer) oder 5 VBA als eine Transporteinheit angesehen. In der Lagerstrecke werden sowohl die Fässer als auch die VBA einzeln gehandhabt und gestapelt. Die Fahrgeschwindigkeiten werden entsprechend den bei den Simulationsversuchen durchgeführten Messungen in allen Bereichen einheitlich mit 10 km/h (2,8 m/sec) angenommen.

Die Handhabung der Abfälle an den Betriebspunkten Schachthalle, Füllort und Lagerstrecke besteht aus dem Aufnehmen der Paletten bzw. Abfallgebände durch einen Gabelstapler, dem Transport und dem Absetzen bzw. Stapeln. Hierfür werden insgesamt im Mittel je Palette bzw. Gebinde an den 3 genannten Betriebspunkten rund 110 Sekunden benötigt. Für die angenommene jährliche Einlagerungsmenge ergibt sich daraus in der Schachthalle und im Füllort ein Zeitbedarf von rund 340 Stunden pro Jahr. In der Lagerstrecke ist der Zeitbedarf wegen des Einzeltransports von sowohl Fässern als auch VBA 915 Stunden. Hier ist für das Verfüllen der Hohlräume, das Auffahren von Rampen u.ä. mit einem weiteren Zeitbedarf zu rechnen, so daß davon auszugehen ist, daß gleichzeitig mindestens 2 Strecken befüllt werden. Hieraus ergibt sich auch der Vorteil, daß die Transportkapazität besser ausgenutzt werden kann und eine größere Flexibilität des Einlagerungsbetriebs ermöglicht wird.

Für den Transport vom Füllort zur Lagerstrecke sind bei der angenommenen Einlagerungsmenge 2750 Fahrten pro Jahr erforderlich. Der Gesamtzeitbedarf hierfür liegt bei 2750 Stunden. Ein Einsatz von mehreren Transportfahrzeugen ist daher erforderlich.

Beim Einsatz von großvolumigen Rechteckbehältern wird sich der Zeitbedarf insgesamt verringern, da infolge der geringeren Behälterzahlen und der besseren Raumausnutzung die Anzahl der Arbeitsgänge kleiner wird.

5. Aspekte des Strahlenschutzes

5.1 Untersuchungen zur Staubentwicklung und Staubausbreitung

5.1.1 Einleitung

Beim Einlagerungsbetrieb im Bergwerk Konrad ist vorgesehen, die Erstellung der Lagerräume und die Einlagerung der radioaktiven Abfälle parallel, d.h. räumlich getrennt durchzuführen. Bei der Untersuchung der Auswirkung der von den bergmännischen Arbeiten ausgehenden Staubentwicklung auf den Einlagerungsbetrieb sind die folgenden Fragestellungen zu betrachten:

- Beeinflussung des konventionellen Betriebs der Anlage durch die Staubentwicklung.

Aufgrund der Erfahrungen im Eisenerzbergbau und insbesondere aus dem bisherigen Betrieb des Eisenerzbergwerks Konrad kann davon ausgegangen werden, daß die Staubentwicklung und ihre Auswirkungen so begrenzt werden können, daß eine Beeinträchtigung des konventionellen Betriebs der Anlage ausgeschlossen werden kann.

- Auswirkungen der Staubentwicklung auf die Ausbreitung von evtl. auftretenden radioaktiven Kontaminationen.

Hier ist die Ablösung von auf den einzulagernden Fässern haftenden Kontaminationen zu betrachten und die Ausbreitung von kontaminierten Staubpartikeln nach einer störfallbedingten Zerstörung eines Abfallfasses. Eine detaillierte Bearbeitung dieser Fragestellung erfolgt in Kapitel "Radioaktive Stoffe in den Abwettern" (Bearbeiter KWU).

- Strahlenbelastung des Betriebspersonals infolge der Inhalation von Stäuben

Im Eisenerz des Bergwerks Konrad sind, bedingt durch geringe Gehalte an U und Th, auch die Radionuklide der natürlichen Zerfallsketten enthalten. Die Inhalation des Staubes ruft damit eine, wenn auch geringe, Strahlenbelastung hervor. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen werden in Kapitel 5.2 vorgestellt.

- Beeinflussung der Strahlenschutzmaßnahmen beim Einlagerungsbetrieb durch den Staubgehalt der Grubenwetter

Beim Betrieb eines Endlagers sind an repräsentativen Punkten des Grubengebäudes Kontrollen hinsichtlich der Ortsdosisleistung und hinsichtlich etwaiger Kontaminationen durchzuführen. Die Messung der Ortsdosisleistung, bei der überwiegend die Gamma-Strahlung gemessen wird, wird durch dünne Staubschichten auf den Meßgeräten nicht beeinflusst. Dagegen könnten die Kontaminations-Meßgeräte durch den in der Luft befindlichen Staub partiell verstopfen und die Messungen können durch die im Erzstaub von Natur her befindlichen Radionuklide beeinflusst werden. Hierauf wird in Kapitel "Strahlenschutzmaßnahmen" (Bearbeiter: NUKEM) näher eingegangen.

5.1.2 Meßprogramm

Zur Feststellung der beim Auffahren einer Strecke vorliegenden Staubverhältnisse wurden insgesamt 4 Meßstellen eingerichtet. Die Meßstelle 1 befand sich ca. 120 m abwetterseitig des Vortriebs und die Meßstelle 2 ca. 100 m abwetterseitig der Meßstelle 1. Beide Meßstellen folgten dem Ortsvortrieb im gleichen Abstand mit 120 bzw. 220 m zum Ort.

Die stationären Meßstellen 3 und 4 wurden bei Aufnahme der Untersuchungen in einem Abstand von 110 bzw. 220 m abwetterseitig der Meßstelle 2 eingerichtet, sie verblieben während der Dauer der Untersuchungen an ihren Plätzen (s. Abb. 5.1-1).

Mit den Messungen wurden die folgenden Daten geliefert:

a) Staubmengen in den Grubenwettern:

Grundbelastung und Belastung bei unterschiedlichen Arbeitsvorgängen (Großlochbohren, Schießen, Laden, Berauben).

- b) Abhängigkeit der Staubausbreitung von der Entfernung und von der Zeit nach der Entstehung sowie von der Geschwindigkeit der Grubenwetter.

Die Korngrößenverteilung konnte im Rahmen des durchgeführten Meßprogramms nicht ermittelt werden, da die maximal auftretenden Staubkonzentrationen nur bei etwa 20 % des für diese Analyse erforderlichen Mindestwertes lagen.

5.1.3 Ergebnisse

Die Vorbelastung der Grubenwetter vor dem Beginn der unterschiedlichen Arbeitsvorgänge lag zwischen $0,1 \text{ mg/m}^3$ und $2,2 \text{ mg/m}^3$. Der Mittelwert aus 48 Messungen an 12 Tagen lag bei $1,1 \text{ mg/m}^3$. Diese Grundbelastung wurde im allgemeinen 15 - 25 Minuten nach Beendigung der jeweiligen Arbeitsvorgänge wieder erreicht.

Die Staubbelastung bei den unterschiedlichen Arbeitsvorgängen nahm in der folgenden Reihenfolge ab: Schießen, Berauben, Laden, Großlochbohren. Die Mittelwerte der verschiedenen Messungen sind in Tab. 5.1-2 zusammengestellt.

Die Abnahme der Staubkonzentration als Funktion des Weges zeigt Abb. 5.1-2. Es ist zu erkennen, daß die Staubkonzentration über den Weg ungefähr exponentiell abnimmt. Nach 370 m beträgt die Staubkonzentration in den Wettern noch die Hälfte der Ausgangskonzentration, nach einer Strecke von ca. 700 m nimmt die Staubkonzentration in den Wettern nur noch geringfügig ab.

Die Ausbreitungsgeschwindigkeit läßt sich durch die Verfolgung von charakteristischen Peaks des Staubgehalts über die 4 Meßstellen ermitteln (siehe Abb. 5.1-3). Die berechneten Geschwindigkeiten der Staubausbreitung und der Grubenwetter sind in Tab. 5.1-3 aufgetragen. Die Werte

bestätigen, daß sich, wie zu erwarten war, der Staub mit nahezu der gleichen Geschwindigkeit ausbreitet, die für die Wetter errechnet wurde. Aus den Abb. 5.1-4 und 5.1-5 ist zu entnehmen, daß die Zeit, die eine Staubwolke zum Passieren einer Meßstelle benötigt, bei einer Wettermenge von $560 \text{ m}^3/\text{min}$ 10 - 15 Minuten beträgt und bei einer Wettermenge von $285 \text{ m}^3/\text{min}$ 30 - 40 Minuten.

Die zeitliche Abnahme der Staubkonzentration in den Grubenwettern kann am besten bei Arbeitsvorgängen ermittelt werden, bei denen eine plötzliche und einmalige Staubentwicklung auftritt, wie z.B. beim Schießen (siehe Abb. 5.1-4 und 5.1-5). Auch hier ist ein starker Einfluß der Wettermenge, und damit der Wettergeschwindigkeit, zu erkennen.

Eine weitergehende Auswertung der mit dem durchgeführten Meßprogramm erzielten Ergebnisse erfolgt in den Kapiteln "Radioaktive Stoffe in den Grubenwettern" und "Strahlenschutzmaßnahmen" (Bearbeiter KWU und Nukem).

5.2 Strahlenbelastung des Betriebspersonals infolge Inhalation von Erz-Staub

An Erzproben aus der Grube Konrad wurden die in Tab. 5.2-1 aufgeführten Aktivitäten gemessen. Von den angegebenen Radionukliden gehören Radium 226 und Blei 214 zur Zerfallsreihe des Uran 238 und Radium 228, Aktinium 228 und Thallium 208 zur Zerfallsreihe des Thorium 232.

Für die Inhalation des Staubes mit den angegebenen Aktivitäten wurden die in Tab. 5.2-2 aufgeführten jährlichen Strahlendosen errechnet, wobei die folgenden Voraussetzungen zu Grunde gelegt wurden:

200 Arbeitstage pro Jahr, 7,5 Stunden pro Schicht, mittleres Atemluftvolumen von $20 \text{ l}/\text{min}$., Konzentration an lungengängigem Feinstaub in den Grubenwettern $1 \text{ mg}/\text{m}^3$. Ferner wurde für die Radionuklide der Th-Zerfallsreihe eine spezifische Aktivität von $6,0 \text{ pCi}/\text{g}$ und für die Radionuklide der U-Zerfallsreihe eine spezifische Aktivität von $1,5 \text{ pCi}/\text{g}$ zu Grunde gelegt.

Die Gesamtdosis D_L des Organs L wird berechnet nach:

$$D_L = \sum D_{rL} = \sum A_r \cdot g_{rL}$$

D_{rL} : die durch das Nuklid r im Organ L bei kontinuierlicher und gleichbleibender Aktivitätszufuhr A_r maximal verursachte Jahresdosis in rem

A_r : die maximal pro Jahr aufgenommene Aktivität des Organs r in Ci

g_{rL} : der Dosisfaktor in rem/Ci

In die Berechnung wurden neben den angegebenen Radionukliden auch die übrigen Radionuklide der jeweiligen Zerfallsreihe einbezogen. Der Dosisfaktor g_{rL} wurde aus Anhang 4 von /38/ entnommen.

Die in Tab. 5.2-2 angegebenen errechneten Werte zeigen, daß die Strahlenexposition des Betriebspersonals infolge der Inhalation des Staubes erheblich unter den gemäß StrlSchV zulässigen Grenzwerten für beruflich strahlenexponierte Personen und auch für die Bevölkerung liegt.

5.3 Strahlenbelastung des Betriebspersonals beim Einlagerungsbetrieb

5.3.1 Grundlagen und Voraussetzungen

Die Strahlenbelastung des Betriebspersonals ist abhängig von der Dosisleistung in der Umgebung der Abfallgebinde, der Aufenthaltsdauer in der Nähe der Abfallgebinde und der Entfernung zu diesen:

$$D = \sum t_i \cdot D_j(x)$$

$$D = \text{Dosis (mrem)}$$

$$t_i = \text{Zeit (h)}$$

$$D_j(x) = \text{Dosisleistung als Funktion der Entfernung von den Abfallgebinden (mrem/h)}$$

Die Dosisleistung der Abfallgebinde kann abgeschätzt werden auf der Basis der zu erwartenden Abfälle und deren Nuklidspektren (siehe Kapitel 2.1). Zur Abschätzung der mittleren Dosisleistung an den angelieferten Abfallgebänden wird davon ausgegangen, daß rund 57 % der 200 l-Fässer und 50 % der VBA eine Dosisleistung von 5-10 mrem/h in 1 m Entfernung von der Oberfläche aufweisen, ferner 50 % der VBA 1-5 mrem/h und 43 % der 200 l-Fässer weniger als 5 mrem/h. Damit ergibt sich eine über alle Abfallgebinde gemittelte Dosisleistung von 5 mrem/h in 1 m Entfernung von der Oberfläche und von 20-40 mrem/h direkt an der Außenseite. Als ein Beispiel für die Dosisberechnung sind in Abb. 5.3-1 die Verhältnisse der Dosisleistung (in Abhängigkeit von der Entfernung) vor einem Stapel von Fässern mit einer Fläche von 40 m² (6,3 m x 6,3 m) aufgetragen (6,3 m entsprechen ungefähr der Breite einer Einlagerungsstrecke). Es ist zu erkennen, daß bei zunehmender Stapelhöhe die Dosisleistung mit der Entfernung immer weniger abnimmt.

Für die Abschätzung der Strahlenbelastung an den verschiedenen Betriebspunkten werden die Zeiten und Entfernungen zugrunde gelegt, die bei den Simulationsversuchen mit inaktiven Abfallgebänden ermittelt worden sind und in Kapitel 4.1 zusammengestellt wurden. Es wird jeweils die Belastung für alle Personen, die an den Betriebspunkten im Verlauf eines Jahres eingesetzt werden, angegeben. Die Belastung einer Einzelperson entspricht dem Anteil ihrer Arbeitszeit an der Gesamt-Arbeitszeit.

5.3.2 Strahlenbelastung in der Schachthalle

Die direkt mit der Handhabung der Abfälle befaßten Personen in der Schachthalle sind die Fahrer der Ladefahrzeuge. Sie befinden sich in einem Abstand von mindestens 3 m von den Abfallgebänden. Die Dosisleistung beträgt dort im Mittel 1 mrem/h (Abb. 3.3-1). Die jährliche Dosis beim Fahren beträgt somit etwa 260 mrem. Hierzu müssen die zusätzlichen Belastungen infolge des Aufenthalts in der Nähe einer großflächigen Strahlenquelle (Transportfahrzeug) addiert werden. Dieser Bereich umfaßt ca. 10 m.

Beim Aufnehmen der Paletten bzw. VBA vom Fahrzeug beträgt die jährliche Dosis ca. 1000 mrem. (Entfernung 3 m, Dosisleistung gemäß Abb. 5.3-1 ca. 11 mrem/h, Frontfläche der Ladung 5 m x 2 m). Insgesamt ist in der Schachthalle mit einer jährlichen Strahlenbelastung der mit dem Transport der Abfallgebände befaßten Fahrer von weniger als 1,2 man-rem zu rechnen.

5.3.3 Strahlenbelastung am Füllort

Mit den in Kapitel 4.1 aufgeführten Zeiten beträgt für die Staplerfahrer die jährliche Dosis beim Fahren 280 mrem. Für die zusätzliche Dosis infolge des Aufenthaltes in der Nähe von Ansammlungen von Abfallgebänden wird davon ausgegangen, daß 18 200 l-Fässer mit einem Förderzug nach untertage gebracht werden (Frontfläche 2 m x 4 m). Die Dosisleistung in 3 m Entfernung ist dann ca. 9 mrem/h und die jährliche Dosis ca. 1260 mrem. Die jährliche Gesamtdosis für die am Füllort eingesetzten Staplerfahrer wird somit unter 1,6 man-rem liegen.

5.3.4 Strahlenbelastung beim Transport zur Lagerstrecke

Die für den Transport der Abfälle zur Lagerstrecke benötigte Zeit wird auf insgesamt 1375 Stunden geschätzt. Der Abstand der Fahrer zur Ladung beträgt 3 m, die Frontfläche der Ladung 2 x 2 m. Damit errechnet sich die Dosisleistung am Fahrersitz zu ca. 7 mrem/h, die jährliche Dosis für alle für den Transport der Abfälle eingesetzten Fahrer zu ca. 9,6 man-rem.

5.3.5 Strahlenbelastung in der Lagerstrecke

Für die Berechnung der Dosisleistung wird vorausgesetzt, daß die Lagerstrecke zunächst bis etwa zu ihrer halben Höhe gefüllt wird. Danach wird eine Schicht von Verfüllstoff aufgebracht, die gleichzeitig als Fahrbelag und als Abschirmung dient (30 cm Eisenerz vermindern die Strahlung um ungefähr den Faktor 100). Hierauf wird dann die obere Hälfte der Kammer gefüllt. Das Betriebspersonal arbeitet damit vor Frontflächen von je-

weils maximal 3 x 6,3 m (in Abb. 5.3-1 im Mittel B/H = 4). Die jährliche Dosis beim Fahren beträgt insgesamt, d.h. in beiden Lagerstrecken, 750 mrem (1 mrem/h am Fahrersitz). Die erhöhte Dosisleistung vor dem Faßstapel reicht bis zu einer Entfernung von 13 m. Die Aufenthaltsdauer in diesem Bereich wird pro Stapelvorgang mit 50 Sekunden angesetzt. Damit ergeben sich insgesamt pro Jahr ca. 420 Stunden. Die jährliche Dosis beträgt ca. 4600 mrem. Die Gesamtbelastung aller Staplerfahrer liegt damit bei ca. 5,4 man-rem pro Jahr.

5.3.6 Bewertung der Dosis-Abschätzung

Die Ergebnisse der Dosis-Abschätzungen an den einzelnen Betriebspunkten sind in Tab. 5.3.-1 zusammengefaßt. Sie zeigen, daß an keinem Betriebspunkt mit einer Überschreitung der zulässigen "Grenzwerte der Körperdosen für beruflich strahlenexponierte Personen" gemäß Anlage X StrlSchV zu rechnen ist.

Dabei wurden die Strahlenbelastungen dadurch überschätzt, daß die Hantierungszeiten zugrundegelegt wurden, die bei ersten Simulationsversuchen ermittelt wurden. Im Routinebetrieb können nach entsprechender Einübung des Personals kürzere Zeiten erwartet werden. Weiterhin wurden keinerlei Maßnahmen zur Strahlenabschirmung an den Fahrzeugen berücksichtigt. Mit einer 3 cm dicken Bleiwand zwischen den Abfällen und dem Fahrer ließe sich jedoch die Strahlung für den Fahrer um den Faktor 10 verringern (mittlere Strahlungsenergie 1 MeV). Die gleiche Wirkung würde mit einer Stahlwand von 5 cm Dicke erzielt. Hierdurch könnte die Dosisleistung auf einfache Weise erheblich gesenkt werden.

Mit Unsicherheiten behaftet ist die Abschätzung der Dosisleistung der Abfallgebinde. Ein Vergleich der abgeschätzten Strahlenbelastung für den Einlagerungsbetrieb in der Grube Konrad mit den beim Versuchsbetrieb im Salzbergwerk Asse ermittelten Werten /8/ zeigt jedoch, daß die geschätzten und die ermittelten Belastungen ähnlich sind und somit die abgeschätzten Werte, insbesondere auch in Anbetracht der unterschiedlichen Betriebsweise (Hantierung von Paletten, längere Fahrzeiten, Stapeln aller Abfallgebinde in der Lagerkammer) als plausibel angesehen werden können.

6. Störfallanalysen

6.1 Modellrechnungen zur Radionuklidausbreitung im umgebenden Gebirge der Endlagerkammern und im verfüllten Streckensystem

Eine Freisetzung von Radionukliden aus den Abfällen kann infolge von Auslaugungs- und Korrosionsvorgängen an den Abfallgebinden stattfinden. Für die mathematische Modellierung ist es zweckmäßig, diese Freisetzungsvorgänge mit einer konstanten Auslaugungsgeschwindigkeit zu beschreiben. Dabei wird die Zeitkonstante so gewählt, daß innerhalb einer postulierten Standzeit der Abfallprodukte das gesamte Inventar freigesetzt wird. Als Standzeit wird die Zeitdauer definiert, während der die Abfallprodukte eine Barrierenwirkung haben. Für die Abfallprodukte wird eine Standzeit von 100 Jahren angesetzt.

Für Modellrechnungen zur Nuklidausbreitung ist es erforderlich, den erweiterten Quellterm, nämlich die Freisetzungsrates der Radionuklide aus dem Endlager, als Funktion der Zeit zu kennen. Dies gilt sowohl für die Ausbreitung in einer verfüllten Strecke als auch bei der Ausbreitung im Auflockerungsbereich des engeren Streckenmantels.

Verschiedene sich z.T. überlagernde Antriebsmechanismen sind denkbar, sofern ausreichend Wasser als Transportmittel im Bereich der Endlagerkammern zur Verfügung steht:

- Diffusion
- Konvektionsvorgänge infolge von Temperatur- oder Konzentrationsunterschieden
- Verdrängungsvorgänge durch Konvergenz bzw. bei Quellvorgängen im Kammerbereich.

Reine Diffusionsvorgänge sind mit analytischen Formeln leicht berechenbar. Es läßt sich jedoch zeigen, daß die Diffusion nur eine untergeordnete Rolle beim Transport von Radionukliden spielt. Konvektionsvorgänge im Eisenerzbergwerk Konrad können nur durch Temperaturunterschiede zustande

kommen. Sie wären prinzipiell nur möglich in einer Kammer, in der überwiegend Stilllegungsabfälle mit einer nennenswerten Wärmeabgabe gelagert sind, was nicht vorgesehen ist. Abschätzungen zeigen jedoch, daß auch die hierdurch hervorgerufenen Konvektionsströmungen nur zu einer Durchmischung des salinaren Wassers in den Resthohlräumen einer Lagerkammer führen. Zum Radionuklidtransport aus der Lagerkammer hinaus tragen diese Vorgänge kaum bei. Konvektion infolge von durch Konzentrationsunterschiede bedingten Dichtegradienten erscheinen hier vernachlässigbar.

Verdrängungsvorgänge sind indessen bei Gebirgskonvergenzen im kammernahen Bereich oder bei "Quellvorgängen", wie z.B. beim Quellen von tonigem Versatzmaterial, vorstellbar. Beide führen zu einer Kompaktion des Kammerinhalts und damit zur Verminderung des freien Volumens in den Lagerkammern und können, sofern diese Hohlräume mit Wasser gefüllt sind, eine Wasserverdrängung in die Richtung, in der eine größere Materialdurchlässigkeit vorhanden ist, in Gang setzen. In dem durchweg sehr dichten Gebirge kommen dafür nur die verfüllten Strecken und Schächte sowie untergeordnet die gebirgsmechanischen Auflockerungszonen im unmittelbaren Streckenmantelbereich infrage.

Bei den folgenden Modellrechnungen wurde angenommen, daß eine Verdichtung des Kammerinhaltes mit einer konstanten Rate stattfindet, die innerhalb von ca. 100 Jahren zum Verschließen der Resthohlräume führt. Diese Zeitspanne wurde der geschätzten Standzeit der Abfalleinheiten angepaßt, d.h. es wurde angenommen, daß die Kompaktierung der Resthohlräume im Verlauf der Korrosion der Abfallprodukte eintritt, und daß demzufolge ein Antriebsmechanismus für den Radionuklidtransport nur solange vorhanden ist, wie Radionuklide aus den Abfallprodukten freigesetzt werden.

Zur Berechnung der Radionuklidkonzentration in einem Lagerraum und ihrer Ausbreitung wurde von einem mittleren Inventar der Lagerstrecke ausgegangen. Bei der Festlegung dieses Inventars wurde über die Abfälle gemäß ihrem Aufkommen (200 l-Fässer und VBA) aus Kernkraftwerken, Landessammelstellen und der sonstigen Industrie gemittelt. Die wesentlichen Daten sind in Tab. 6.1-1 aufgeführt. Bei diesem Nuklidinventar in der Lagerkam-

mer wurde berücksichtigt, daß eine Kammer nur bis zu ca. 50% mit Abfall gefüllt ist. Der Rest des Volumens ist mit Versatz (25%) verfüllt bzw. leer. Das geringe Sr-90 Inventar ist auf den niedrigen Gehalt der Reaktorabfälle an diesem Isotop zurückzuführen. Die aufgeführten Verteilungskoeffizienten sind aus der Literatur entnommene Werte für mögliche Verfüllmaterialien.

Die Ausbreitungsrechnungen wurden für die Nuklide Cs-137 und Sr-90 als Beispiele für relativ langlebige Beta/Gamma-Strahler sowie für Pu-239 als Beispiel für Alpha-Strahler durchgeführt.

Die Barrierenwirkung von Behältern und Kammerverschlüssen wurde zunächst nicht berücksichtigt, obwohl sie gerade für den betrachteten Ausbreitungspfad von nicht zu unterschätzender Bedeutung sind, da sie sowohl die Radionuklidenauslaugung als auch die Wassertransportgeschwindigkeit stark abmindern.

6.1.1 Durchführung und Ergebnisse der Modellrechnungen

Bei der Ausbreitungsrechnung für ein verfülltes Streckensystem wurde in einem ersten Modell der Abdichtungseffekt der Abschlußdämme nicht berücksichtigt und demzufolge angenommen, daß eine Wasserverdrängung aus den Resthohlräumen der Einlagerungskammern in und durch die Streckenverfüllung möglich ist.

Zur Verdeutlichung des Einflusses der Verteilungskoeffizienten auf die Radionuklid-Ausbreitung zeigt Abb. 6.1-1 Konzentrationsprofile für Sr-90 in einer verfüllten Strecke infolge von Vorgängen, von denen angenommen wird, daß sie in 100 Jahren zum Verschließen der Resthohlräume führen. Bei dieser Berechnung wurde der Verteilungskoeffizient K_d zwischen 0 und $5 \text{ cm}^3/\text{g}$ variiert. Bei $K_d = 0$ bewegt sich die Kontaminationsfront genauso schnell wie das verdrängte saline Wasser. Mit $K_d = 5 \text{ cm}^3/\text{g}$ und einer Porosität des Versatzstoffes von 10% beträgt der Retardationsfaktor 91. Damit liegt die Konzentration bereits nach 100 m um ca. 6 Zehnerpotenzen niedriger als in der Lagerkammer.

Aus der Verdrängungsrate des salinaren Wassers und den berechneten Nuklidkonzentrationen an einem bestimmten Aufpunkt läßt sich der Quellterm für weitere Ausbreitungsrechnungen angeben. Legt man z.B. für eine pessimistische Abschätzung der Aktivitätsfreisetzung ein Strecken-(Schacht-) System von 2000 m Länge mit Verteilungskoeffizienten des Versatzstoffes für Strontium von 0,05 bis 0,2 cm³/g (Faktor 5 bis 20 niedriger als nach Tab. 6.1-1) zugrunde, ergeben sich in der Strecke (1000 m) die in Abb. 6.1-2 gezeigten Konzentrationsprofile. Eine Freisetzung von Strontium aus dem Strecken-(Schacht-)System mit einem Gesamttransportweg von 2000 m erfolgt demnach nicht. Dies gilt auch für einen Verteilungskoeffizienten von 0,05 cm³/g.

Besitzen die Verpackungen der Abfälle Standzeiten von 40 a bzw. 100 a, vermindern sich die im Maximum auftretenden Sr-90 Konzentrationen in der Lagerstrecke wesentlich. Damit liegen auch die Konzentrationsprofile (z.B. Abb. 6.1-2) entsprechend niedriger.

Für alle anderen Radionuklide aus Tab. 6.1-1 gilt, daß infolge ihrer wesentlich höheren Verteilungskoeffizienten und der Tatsache, daß die Antriebskräfte für den Transport stark mit der Zeit abnehmen, die Konzentrationen am Ende der Transportstrecke (d.h. nach einigen hundert Metern) im Maximum mehrere Zehnerpotenzen unter den abgeleiteten Grenzwerten der Strahlenschutzverordnung liegen. Z.B. liegt die Pu-Konzentration bereits in ca. 50 m Abstand von der Lagerstrecke bei maximal 74 kBq (0,2 µCi)/m³.

Für die Berechnung der Transportgeschwindigkeit wurden Verdrängungsprozesse in nur einer Lagerkammer berücksichtigt. Nimmt man jedoch an, daß im gesamten Grubengebäude derartige Vorgänge stattfinden, könnte die Transportgeschwindigkeit des verdrängten Wassers entsprechend größer werden. Da nach dem hier diskutierten Modell diese Vorgänge als schnell im Vergleich zur Radionuklidfreisetzung aus den Abfallprodukten anzusehen sind (in der Lagerkammer der zeitliche Verlauf des "Quellterms" jedoch durch die Korrosion der Produkte und der Verpackung bestimmt ist), kann angenommen werden, daß in den verfüllten Strecken der Grube die Verdrängungsvorgänge innerhalb der Standzeit der Verpackung abgelaufen sind.

Bei einer zweiten Modellrechnung wurde vorausgesetzt, daß die Kammern und ihre Zugänge sowie die Strecken und Schächte mit hochwirksamen Dichtungsmaterialien verschlossen sind. Bei den Berechnungen wurde postuliert, daß die Kammerverschlüsse die gleichen Eigenschaften bezüglich ihrer Durchlässigkeit aufweisen wie das umgebende Deckgebirge. Die Verdrängung von Wasser aus den Resthohlräumen der Lagerkammer kann in diesem Fall daher auch in den Auflockerungsbereich der umgebenden Gebirgsschichten hinein stattfinden. Zur Berechnung der Porengeschwindigkeit wurde für diese Modellberechnung kein radialsymmetrisches Abfließen, sondern die Ausbreitung in eine Vorzugsrichtung angenommen. Diese Annahme entspricht einer gewissen Überschätzung des wahrscheinlicheren radialsymmetrischen Falles. Dem Ausbreitungsmodell wurde ein rechteckiger Querschnitt zugrunde gelegt, dessen Breite dem Lagerkammerdurchmesser entspricht und dessen Länge ein gewählter 100 m langer Abschnitt der Lagerkammer ausmacht. Die Orientierung dieses den Ausbreitungspfad darstellenden Gebirgskörpers wurde parallel zur Streckenachse angenommen, wobei der Azimut beliebige Richtung haben kann. Als einzige Kenngröße für diesen Bereich wurde eine durchschnittliche Porosität von 10% bzw. 30% angesetzt. Gesteinspermeabilitäten konnten in dieses Rechenmodell nicht eingesetzt werden.

Für ein Radionuklid wurde die Ausbreitung der Aktivität aus einer Lagerstrecke, die modellmäßig eine Linienquelle darstellt, unter den genannten Näherungen in Abhängigkeit von der Porosität und dem Verteilungskoeffizienten des Gebirges untersucht. Dabei wurde die Rückhaltung der Radionuklide in der Lagerstrecke selbst vernachlässigt.

Bei den durchgeführten Beispielsrechnungen wurde von einem Inventar einer 1000 m langen Lagerstrecke (40.000 m³ Volumen entsprechend 20.000 m³ Abfall gemäß Tabelle 6.1-1, 10 Jahre nach dem Ende der Einlagerung, angenommener Resthohlraum 10.000 m³) ausgegangen. In Abb.6.1-3 wird für Cs-137 die Ausbreitung der Aktivität in x-y-Richtung gezeigt (der Ausbreitungspfad verläuft in x-Richtung, die Dispersion in y-Richtung, die Ausdehnung der Linienquelle liegt in z-Richtung). Für diese Rechnung wurde ein Verteilungskoeffizient von 1 cm³/g und ein Dispersionsfaktor von

10 m angesetzt. Beide Werte sind als niedrig anzusehen. Das Ergebnis der Rechnung beschreibt einen unter den getroffenen Annahmen ungünstigen Fall.

In der Darstellung in Abb. 6.1-3 geben die Kurven die Entfernungen von der Mittellinie des Ausbreitungspfades an, an denen die berechnete Konzentration einen Wert von 370 Bq ($1 \cdot 10^{-8} \text{ Ci}$) m^3 unterschreitet. Es zeigt sich, daß die Kontamination auf eine sehr enge Umgebung um die Endlagerstrecke beschränkt bleibt. Bei der angenommenen Fließgeschwindigkeit des aus der Lagerstrecke verdrängten Wassers liegen die Cs-137 Konzentrationen in ca. 20 m Entfernung von der Lagerstrecke unter den aus der Strahlenschutzverordnung abgeleiteten Grenzwerten für Trinkwasser. Dies gilt auch für die anderen in Tab. 6.1-1 aufgeführten Radionuklide.

Somit ist gezeigt, daß unter den hier getroffenen hypothetischen Annahmen die in einer Strecke eingelagerte Aktivität bei der Füllung aller Resthohlräume mit Wasser in der Nachbetriebsphase nicht zu einer unzulässigen Aktivitätsfreisetzung bis in die oberflächennahen Grundwasserhorizonte führt.

Es sei angemerkt, daß grundsätzlich auch andere Ausbreitungsmodelle für die Nachbetriebsphase vorstellbar sind, bei denen z.B. eine Aktivitätsfreisetzung aus den Kammern durch eine Auflockerungszone parallel zu den Strecken verläuft, die eine höhere Durchlässigkeit aufweist als das umgebende Gestein. Da aber in der Grube Konrad hinreichend lange Strecken zwischen den Einlagerungsstrecken und den verfüllten Schächten existieren, erscheint der oben diskutierte Ausbreitungsverlauf für die Zeit nach Beendigung des Endlagerbetriebes als der einzig mögliche.

6.1-2 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Aufgrund der hier durchgeführten Modellrechnungen ist aufgezeigt, daß selbst im äußerst unwahrscheinlichen Falle eines nicht kontrollierten Wasserzulaufes in das Endlager die aus den Abfällen freigesetzte Aktivität nicht in oberflächennahe Grundwasserhorizonte vordringen kann. In

der Nachbetriebsphase verbleibt die Aktivität innerhalb einer Entfernung von weniger als 100 m von den Einlagerungsstrecken. Dies gilt für alle untersuchten Radionuklide.

Durch folgende Maßnahmen könnte eine weitere Verminderung der Aktivitätsfreisetzung erreicht werden:

- Durch möglichst weitgehendes Verfüllen der Lagerstrecken mit Materialien, die den Gebirgsdruck abmindern und Quelldrücke nicht entstehen lassen bzw. auffangen, lassen sich sowohl das ausgepreßte Wasservolumen als auch die resultierende Transportgeschwindigkeit vermindern.
- Durch geeignetes Material für die Verfüllung des Schachtes kann eine hinreichend gute Radionuklidretention erreicht werden. Dabei sollten nach Möglichkeit Materialien mit möglichst hohen Verteilungskoeffizienten gewählt werden.

Unter den hier genannten Bedingungen bleibt eine Kontamination von eventuell in das Endlager eingedrungenem Wasser auf den engeren Bereich um die Endlagerstrecke beschränkt. In der Nachbetriebsphase braucht daher eine unterstellte Füllung der Resthohlräume in Einlagerungskammern mit salinarem Tiefwasser nicht als Störfall angesehen zu werden. Kontaminationen von nutzbaren Grundwasservorräten erscheinen nach den hier durchgeführten Modellbetrachtungen nicht möglich.

L I T E R A T U R

- /1/ W. SIEMES et al.,
persönliche Mitteilung (1980)
- /2/ R. AMBROS; H. HEPP; Th.F. KIENLE; D. RITTSCHER:
"Experiences in the Treatment of Radioactive Wastes in Nuclear
Power Plants in the Federal Republic of Germany",
IAEA-SR-57, Karlsruhe (October 1981)
- /3/ M. JACOB,
persönliche Mitteilung (1981)
- /4/ M. KELM; R. KÖSTER, :
"LAW- und MAW-Abfallströme aus einem Referenzentsorgungszentrum
zur Wiederaufarbeitung von abgebrannten LWR-Brennelementen nach
dem PUREX-Prozeß mit einem Durchsatz von 1000 Jahrestonnen"
KfK 2880, (Februar 1980)
- /5/ STIPANITS;
persönliche Mitteilung (1981)
- /6/ H.-J. ENGELMANN; V. DUILL; R. KÖSTER; P. PETRASCH:
"Concepts for Packaging of Radioactive Wastes Generated by
Decommissioning of Nuclear Power Reactors",
PATRAM, Berlin, (1980)
- /7/ Verordnung über die Beförderung gefährlicher Güter auf der
Straße (Gefahrgutverordnung Straße - GGVS)
Bundesgesetzblatt Teil I, 1979, S. 1509, (August 1979)

- /8/ R. STIPPLER; H. KLEIMANN:
"Strahlenschutz und Umgebungsüberwachung bei der Lagerung von
radioaktiven Abfällen in einem Salzbergwerk",
13. Jahrestagung Fachverband für Strahlenschutz,
Köln, Oktober 1979,, (FS-79-20-T Mai 1980)
- /9/ W. BECHTHOLD; W. SCHULTE;
unveröffentlichte Ergebnisse (1977)
- /10/ F. D'ANNUCCI; G. BÖRO; W. ROMMELAERE; E.B.S. PARDUE:
"Tritium-Analyse an einem bestrahlten Vergiftungselement",
Deutsche Reaktortagung, Düsseldorf (März 1981)
- /11/ G. SPENK;
persönliche Mitteilung (1981)
- /12/ P. BRENNECKE; E. WARNECKE:
"Disposal of Radioactive Wastes from Nuclear Power Plants in
the Federal Republic of Germany",
IAEA-SR-57, Karlsruhe (Oktober 1981)
- /13/ EGT-BERICHT
F+E-Programm zur Eignungsprüfung der Schachtanlage Konrad für
die Einlagerung radioaktiver Abfälle
Zusammenfassender Zwischenbericht
Ergebnisse des Untersuchungszeitraums 01.01.75 - 30.06.1980
GSF T 114, München (1981)
- /14/ W. KLUGER; W. HILD; R. KÖSTER; G. MEIER; H. KRAUSE:
Bituminierung radioaktiver Abfallkonzentrate aus Wieder-
aufarbeitung, Kerforschungseinrichtungen und Kernkraftwerken
KFK 2975 (Mai 1980)

- /15/ G. RUDOLPH; R. KÖSTER:
Stoffliche Untersuchungen zur Verfestigung mittelaktiver Abfall-
lösungen mit Zement: Auslaugbarkeit von Cäsium und Strontium
KFK - 2842 (August 1979)
- /16/ W. HILD; W. KLUGER; H. KRAUSE; O. MEICHSNER; A. PUTHAWALA:
Verfestigung radioaktiver Abfallkonzentrate aus Leistungsreakto-
ren durch homogene Einbettung in Bitumen
NUCLEX, Basel 07.10. - 11.10.1975
- /17/ H. SCHMIDT;
Numerische Langzeitberechnung instationärer Temperaturfelder
mit diskreter Quellenverteilung unter Berücksichtigung tempe-
ratur- und ortsabhängiger Stoffwerte,
Dissertation, RWTH, Aachen (1971)
- /18/ VDI-Wärmeatlas, VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf (1977)
- /19/ Handbook of Chemistry and Physics,
54th Edition 1973-74, D-141 ff
CRC - Press
- /20/ P. ZEHNER, E.U. SCHLÜNDER:
Chem. Ing. Techn. 42, Nr. 14 (933), (1970)
- /21/ K. RAINDL; E.H. GRAUL:
Strahlenchemie, Grundlagen-Technik-Anwendung
Dr. Alfred Huthig Verlag, Heidelberg, (1967)
- /22/ K. SCHEFFLER; W. KUCH; U. RIEGE:
Beständigkeit von MAW-Zementprodukten
gegenüber Alpha-Bestrahlung
KFK-2519 (1977), 57

- /23/ S. KOWA; N. KERNER; D. HENTSCHEL. W. KLUGER:
Untersuchungen zur Alpha-Radiolyse von LAW/MAW-Bitumen-
produkten aus der Wiederaufarbeitung
KfK - 3241 (1983) (in Vorbereitung)
- /24/ NED.-E. BIBLER:
Radiolytic Gas Generation in Concrete Made with Incinerator Ash
Containing Transuranic Nuclides
DuPont-MS-79-25 (1979)
- /25/ Einbettung von Reaktorbetriebsabfällen in Kunststoff
European Applied Research Reports
Vol. 1, Number 4 (1979)
EUR 6418 DE
- /26/ W. KLUGER; in H. KRAUSE (Hrsg.),
Jahresbericht der ADB, KfK-2000 (1974) 7
- /27/ H. MÖCKEL; R. KÖSTER:
Atomenergie-Kerntechnik, Bd. 37 (1981) Lfg. 4
- /28/ W. KLUGER; P. VEJMEJKA; R. KÖSTER:
"Investigation of Activity Release from Bituminized
Intermediate Level Waste forms under Thermal Stress"
IAEA-SM-261/18, Utrecht, 21. - 25.6.82
- /29/ JUSSI - PEKKA AITOLA; R. SJÖBLOM
Characterization of Solidified Reactor Waste Products. Work
Carried out at Studsvik 1978 - 1981
IAEA-Seminar on the Management of Radioactive Waste from
Nuclear Power Plants
Karlsruhe, Federal Republic of Germany, 05. - 09.10.81
IAEA-SR-57/22

- /30/ W. MANNS
Über den Wassergehalt von Beton bei höheren Temperaturen
Betontechnische Berichte (1975), 17
- /31/ A. GÖRTZEN; P. VEJMEKKA:
unveröffentlichte Ergebnisse (1981)
- /32/ I.A. STONE:
Evaluation of Concrete as a Matrix for Solidification
of Savannah River Plant-Waste
DP - 1448 (1977)
- /33/ Handbook of Chemistry and Physics
54th Edition 1973 - 74, D-160
CRC - Press
- /34/ R.M. WALLACE; I.A. KELLEY:
An Impact Test for Solid Waste Forms
DP - 1400 (1976)
- /35/ E. RÄMÖ; U. PULLKKINEN; J.P. - AITTOLA
Damage of Reactor Waste-Packages in Transport Accidents
NKA AO (79) 17 (1979)
- /36/ Characteristics of Particles and Particle Dispersoids
STANFORD RESEARCH INSTITUTE
JOURNAL 5, 95, (1961)
- /37/ CASK DESIGNERS GUIDE
ORNL-NSIC-68
(Februar 1970)

- /38/ Gemeinsames Ministerialblatt, 30. Jahrgang, Nr. 21:
"Reaktorsicherheit, Sicherheit sonstiger kerntechnischer
Anlagen, Strahlenschutz", 15.08.1979
- /39/ B. KIENZLER; R. KÖSTER; E. KORTHAUS:
Berechnungen und Sensitivitätsbetrachtungen zur Aktivitäts-
freisetzung aus einem ersoffenen Endlager für radioaktive
Abfälle anhand eines einfachen Störfallmodells
KfK 3013, (1980)
- /40/ B. KIENZLER; E. KORTHAUS; R. KÖSTER:
Untersuchung der Radionuklidenausbreitung als Folge eines
angenommenen Wasserzutritts zu den Abfällen im Eisenerzberg-
werk Konrad
KfK 3410 (1982)
- /41/ KENZO NISHIMAKI:
Investigation of the Behavior of Radionuclides
in the Ground
ORNL-tr-4695 (1978)
- /42/ J. HADERMANN
Radionuclide Transport Through Heterogenous Media
Nuclear Technology 47 (1980), pp 312
- /43/ H.C. BURKHOLDER, D.J. BRADLEY, J. GREENBERG, J.R. RAYMOND,
J.A. STOTTLEMYRE, R.J. SERNE
Technical Progress Report for FY-77
PNL-2642 (1979)
- /44/ R. HEREMANS, L.H. BAETSLE
Investigation on the Use of a Clay Formation for Terminal
Disposal of Radioactive Wastes
Nuclex 78
Technical Meeting B 3/3
3.-7. Oktober 1978, Basel

Tabelle 2.1 - 1: Aktivitätsanteil der wesentlichen Radionuklide in Abfällen aus Kernkraftwerken und Großforschungszentren, ohne Stilllegungsabfälle [%] /1; 3; 4;/

Radionuklide	Druckwasserreaktor	Siedewasserreaktor
Mn 54	1	1 - 2
Co 60	25 - 45	65 - 80
Cs 134	10 - 15	5 - 10
Cs 137	40 - 60	15 - 25
Sr 90	1	1

<u>Großforschungszentren (Beispiel KfK/HDB)</u>		
Sr 90	0,1 - 12	
Ce 144	3 - 10	
Sb 125	10 - 23	
Ru 106/Rh 106	12 - 36	
Cs 134	6 - 10	
Cs 137	25 - 42	
Co 60	0,1 - 3	
Pu (ohne Pu 241)	< 0,001 - 1	+)
Pu 241	< 0,02 - 20	(β-Strahler)

+) Etwa 70% des Endabfalls enthält praktisch kein Pu

Tabelle 2.1 - 2: Mittlerer jährlicher Anfall von Betriebsabfällen in 1300 MWe-Druck (DWR)- und Siedewasserreaktoren (SWR) /2/

Abfallart	Rohabfall [m ³ /a]		Mittlere spez. Aktivität i. Rohabfall [Ci/m ³]		Endlagergebinde/a		Aktivität/Gebinde [Ci]	
	DWR	SWR	DWR	SWR	DWR	SWR	DWR	SWR
Verdampfer-Konzentrate	60	20 - 40	0,1 - 2	1 - 10	600	200 - 400	0,01 - 0,2	0,1 - 1
Filter-Schlämme	10	200 - 250	0,05	1 - 10	100	2000 - 2500	0,005	0,1 - 1
Dekont.-Abwässer	10	-	10	-	100	-	1	-
Kugelharze	2 - 3	-	50 - 200	-	40 - 60	-	2 - 10	-
Verpreßte Abfälle	130 - 200	100 - 300	0,01	0,001 - 0,01	110 - 170	85 - 250	0,01	0,001 - 0,01
Feste Abfälle	25	10 - 30	0,001 - 0,01	0,001 - 0,01	125	50 - 150	0,0002-0,002	0,0002-0,002

Abweichungen bei unterschiedlichen Betriebszuständen sind möglich (vgl. Kapitel 2)

Tabelle 2.1 -3: Masse, spezifische und Gesamtaktivität von Siedewasserreaktor-typischen Stilllegungsabfällen zum Zeitpunkt der Abschaltung.
Referenz: Kernkraftwerk Brunsbüttel (RDB = Reaktordruckbehälter)

Reaktorkomponenten	Masse [Mg]	spezifische Aktivität		Gesamtaktivität [Ci]
		Co-60 u. Mn-54 [Ci/g]	Gesamt	
Aktivierete Teile				
- Unteres Kerngitter	5,5	$6,8 \cdot 10^{-3}$	$2,6 \cdot 10^{-2}$	$1,45 \cdot 10^5$
- Kernmantel	43	$6 \cdot 10^{-3}$	$2,7 \cdot 10^{-2}$	$1,16 \cdot 10^6$
- Ober. Kerngitter	4,4	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$6,7 \cdot 10^{-2}$	$3 \cdot 10^5$
- Kernsprühsystem	1,5	$6 \cdot 10^{-3}$	$2,8 \cdot 10^{-2}$	$4,3 \cdot 10^4$
- Kerndeckel	6,4	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$8 \cdot 10^{-3}$	$5,1 \cdot 10^4$
- Steuerstab- führungsrohr 1	6,3	$3,2 \cdot 10^{-5}$	$8,6 \cdot 10^{-5}$	540
- RDB-Zone B	78,6	$5,3 \cdot 10^{-7}$	$8,4 \cdot 10^{-6}$	650
- RDB-Zone CI	35,9	$7,6 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$	430
- RDB-Zone CA	35,9	$3,4 \cdot 10^{-7}$	$3,5 \cdot 10^{-6}$	125
- RDB-Zone D	49,8	$1,1 \cdot 10^{-8}$	$1,8 \cdot 10^{-7}$	9
- RDB-Plattierung B	2,8	$2 \cdot 10^{-6}$	$8 \cdot 10^{-6}$	22
- RDB-Plattierung C	2,6	$5 \cdot 10^{-5}$	$2,1 \cdot 10^{-5}$	55
- RDB-Plattierung D	1,8	$4,4 \cdot 10^{-8}$	$1,8 \cdot 10^{-7}$	0,32
- Speisewasserver- teiler	2	$2 \cdot 10^{-6}$	$7,8 \cdot 10^{-6}$	16
- Zyklone-Unterteil	32,5	$7,7 \cdot 10^{-8}$	$3,3 \cdot 10^{-7}$	11
- RDB-Isolierung Unterteil	6	$7,5 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-6}$	12
- Armierung Biolog. Schild 1	102	$2,2 \cdot 10^{-8}$	$1,9 \cdot 10^{-7}$	19
- Arm. Biol. Schild 2	94,3	$3,3 \cdot 10^{-8}$	$2,7 \cdot 10^{-7}$	26
- Arm. Biol. Schild 3	40,1	$2,2 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-7}$	7,5
- Schaltung Biol.Schild 1	3	$3,1 \cdot 10^{-7}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	4,3
- Schal. Biol. Schild 2	2,8	$4,7 \cdot 10^{-7}$	$2,1 \cdot 10^{-6}$	6
- Schal. Biol. Schild 3	1,2	$2,7 \cdot 10^{-7}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	1,7
Kontamin. Teile	7591,6	-	-	gering

Tabelle 2.1 - 4: Masse, spezifische und Gesamtaktivität von Druckwasserreaktor-
typischen Stilllegungsabfällen zum Zeitpunkt der Abschaltung.
Referenz: Kernkraftwerk Biblis A (RDB = Reaktordruckbehälter)

Reaktorkomponenten	Masse [Mg]	spezifische Aktivität		Gesamtaktivität [Ci]
		Co-60 u. Mn-54 [Ci/g]	Gesamt [Ci/g]	
Aktivierte Teile				
- Gitterplatte	2,8	$2,9 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$	$4,1 \cdot 10^4$
- Kernumfassung	18,3	$9,2 \cdot 10^{-2}$	$3,1 \cdot 10^{-1}$	$5,7 \cdot 10^6$
- Kernbehälter	68,5	$7,9 \cdot 10^{-4}$	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$1,44 \cdot 10^5$
- Führungsstück	0,001	2,1	2,1	$2,3 \cdot 10^3$
- Führungsbolzen	0,00054	2,1	2,1	$1,1 \cdot 10^3$
- Zentrierstift	0,005	2,1	2,1	$1 \cdot 10^4$
- GAU-Konsolenteil	0,0035	$3,1 \cdot 10^{-3}$	$3,1 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^1$
- RDB-Plattierung A3	0,7	$2 \cdot 10^{-5}$	$8,3 \cdot 10^{-5}$	58
- RDB-Plattierung B	3,5	$3,3 \cdot 10^{-5}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	520
- Stütze	3,4	$2 \cdot 10^{-5}$	$8,2 \cdot 10^{-5}$	280
- Steuerstab- führungsrohr 1	3	$2 \cdot 10^{-5}$	$8,3 \cdot 10^{-5}$	250
- RDB-Zone A3	37,7	$4,1 \cdot 10^{-6}$	$8,7 \cdot 10^{-5}$	3 300
- RDB-Zone BI	49,5	$2,1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-5}$	500
- RDB-Zone BM	51,9	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$4,5 \cdot 10^{-6}$	240
- RDB-Zone BA	52,7	$4,6 \cdot 10^{-7}$	$2,9 \cdot 10^{-6}$	150
- RDB-Plattierung C1	1,3	$4,5 \cdot 10^{-8}$	$1,9 \cdot 10^{-7}$	0,25
- Unterer Rost	17,5	$4,8 \cdot 10^{-6}$	$1,9 \cdot 10^{-5}$	350
- Armierung des Biolog. Schild	13,4	$3,1 \cdot 10^{-7}$	$5,2 \cdot 10^{-7}$	7,1
- Liner Bio-Schild	6,4	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$3,6 \cdot 10^{-6}$	24
- Isolierung EDB	12,2	$2,4 \cdot 10^{-6}$	$4,3 \cdot 10^{-6}$	55
Kontamin. Teile	8087,2	-	-	gering

Tabelle 2.1 - 5: Einteilung der Abfallmassen aus der Stilllegung eines Druckwasser (DWR)- und eines Siedewasserreaktors (SWR) in Aktivitätsgruppen (ein Jahr nach der Abschaltung des Reaktors, Betriebszeit 30 Jahre)
(Mit der Demontage des Reaktors wird erst zu späteren Zeitpunkten gerechnet, siehe Tab. 2.1 - 6)

Aktivitätsgruppen	Abfallmassen [Mg] aus	
	DWR (1150 MWe)	SWR (770MWe)
Gruppe 1: $\geq 3 \cdot 10^{-4}$ Ci/g Einbauten des Reaktor- druckbehälters	90	60
Gruppe 2: 10^{-8} - $3 \cdot 10^{-4}$ Ci/g Komponenten und Bauteile, die im weiteren Einfluß- bereich des Neutronen - flusses liegen	255	500
Gruppe 3: $< 10^{-8}$ Ci/g Kontaminierte Teile	8.100	7.600

Tabelle 2.1 - 6: Prozentuale Verteilung der Behälter für die Verpackung von Stilllegungsabfällen zu verschiedenen Zeitpunkten nach der Abschaltung

Gruppe	Zeitpunkt [Jahre]			
	1	10	30	50
1	6	3	1	-
2	3,5	3,5	2,5	1
3	90,5	93,5	96,5	99

Tabelle 2.1 - 7: Anzahl der Gebinde sowie darin enthaltene Aktivitäten bei der Befüllung von 1000 m³ Lagervolumen (Befüllungsgrad 50%) mit Abfällen aus Großforschungszentren (GfZ), Landessammelstellen (Lsst), Industrie und Kernkraftwerken (KKW) (ohne Stilllegungsabfälle)

Lagerart	nur 200 l-Fässer	nur VBA	200 l-Fässer und VBA	
			gemischt	
			200 l-Fässer	VBA
<u>Anzahl Gebinde</u>				
Gesamt	2.500	420	860	280
davon aus:				
GfZ + Lsst.	1.300	180	450	120
Industrie	150	2	50	0
KKW	1.050	238	360	160
<u>β-Aktivität /Ci/</u>				
Gesamt	170	1.560	55	1.010
davon aus:				
GfZ + Lsst.	65	1.200	20	770
Industrie	15	--	5	--
KKW	90	360	30	240
<u>α-Aktivität /Ci/</u>				
Gesamt	50	36	30	22
davon aus:				
GfZ	15	32	5	20
Industrie	75	4	25	2

Tabelle 2.2 - 1: Zusammenstellung der hinsichtlich des Radionuklidgehalts wichtigsten für die Endlagerung in der Grube Konrad vorgesehenen Abfallprodukte (ohne Stilllegungsabfälle)

Abfallproduzent	Rohabfall	Verfestigungsmatrix
SWR	Verdampferkonzentrat Na ₂ SO ₄ -haltig; Pulverharze	Zement und Bitumen
DWR	Verdampferkonzentrat borathaltig und detergentienhaltig; Kugelharze	Zement und Bitumen Bitumen, Zement, Polystyrol/Polydivinylbenzol
KfK	Verdampferkonzentrat NaNO ₃ -haltig	Zement und Bitumen

Tabelle 2.2 - 2: Zusammensetzung des salinaren Tiefenwassers für Auslaugversuche

Kationen und Anionen	Konzentration (g/l)
Na ⁺	64,5
Ca ²⁺	13,5
Mg ²⁺	2,4
Cl ⁻	130,0
SO ₄ ²⁻	0,7
	211,1

Tabelle 2.2 - 3: Nuklidspezifische mittlere Auslaugraten (\bar{R}_L) für Zementprodukte unterschiedlicher Zusammensetzung

verfestigtes Abfallprodukt	Abfallbeladung [Gew.-%]	Auslaugmedium	Temperatur [°C]	Druck [bar]	\bar{R}_L (100 Tage) [cm d ⁻¹]
Verdampferkonzentrat NaNO ₃ -haltig, (PZ 35 F)	10	dest. H ₂ O	25	1	Cs 2,5·10 ⁻³ Sr 2,8·10 ⁻⁴ Pu 1·10 ⁻⁷
DWR-Verdampferkonzentrat borathaltig (Fertigmörtel KW3)	7,5	Tiefenwasser	50	1; 140	Cs 3,5·10 ⁻³
tensidhaltig (PZ 35 F)	4,7	Tiefenwasser	50	1; 140	Cs 4,2·10 ⁻³
SWR-Verdampferkonzentrat Na ₂ SO ₄ -haltig (PZ 35 F)	7,5	Tiefenwasser	50	1; 140	Cs 3,5·10 ⁻³
Mischbettionenaustauscher (HOZ 35 L - NW/HS)					
Pulverharze	6,6	dest. H ₂ O	25	1	Cs-137 3,6·10 ⁻³
Kugelharze	15,6	dest. H ₂ O	25	1	Cs-137 2,3·10 ⁻³

Tabelle 2.2. - 4: Nuklidspezifische mittlere Auslaugraten (\bar{R}_L) für Bitumenprodukte unterschiedlicher Zusammensetzung

Verdampferkonzentrat NaNO ₃ -haltig	40 - 50	dest. H ₂ O	25	1	Cs	8·10 ⁻⁵
DWR-Verdampferkonzentrat borathaltig	40 - 50	Tiefenwasser	50	1; 140	Cs	4,0·10 ⁻³
tensidhaltig	20 - 30	Tiefenwasser	50	1; 140	Cs	1,6·10 ⁻³
tensidhaltig	50	dest. H ₂ O	25	1	Cs	1,5·10 ⁻²
SWR-Verdampferkonzentrat Na ₂ SO ₄ -haltig	40 - 50	Tiefenwasser	50	1; 140	Cs	2,0·10 ⁻²
Ionenaustauscher +)	40 - 50	dest. H ₂ O	25	1	Li	2,9·10 ⁻⁵
					H ₃ BO ₃	7,8·10 ⁻⁴

+) Die Auslaugraten für kunststofffixierte Ionenaustauscherharze sind vergleichbar mit den Werten für bitumenfixierte Ionenaustauscher /25/.

Tabelle 2.2 - 5: Spezifische Wärmeleistung (W/g Produkt) der betrachteten zementierten Abfallprodukte in Abhängigkeit von der Lagerzeit

Lagerzeit [Jahre]	Stilllegungsabfälle aus DWR und SWR			Betriebsabfälle DWR und SWR	Abfälle aus Forschungsein- richtungen	
	(1)			(2)	(2)	
	Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3		β/γ	α
0	$3,5 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-7}$		$2,1 \cdot 10^{-9}$	$4,6 \cdot 10^{-10}$	$1,7 \cdot 10^{-10}$
10	$9,3 \cdot 10^{-6}$	$4,7 \cdot 10^{-8}$		$6,5 \cdot 10^{-10}$	$1,5 \cdot 10^{-10}$	$2,1 \cdot 10^{-10}$
20	$2,5 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$	vernach-	$2,4 \cdot 10^{-10}$	$1,0 \cdot 10^{-10}$	$2,4 \cdot 10^{-10}$
50	$4,8 \cdot 10^{-8}$	$2,4 \cdot 10^{-10}$	lässig- bar klein	$6,0 \cdot 10^{-11}$	$4,8 \cdot 10^{-11}$	$2,5 \cdot 10^{-10}$
100	$1,0 \cdot 10^{-10}$	$9,0 \cdot 10^{-13}$		$1,8 \cdot 10^{-11}$	$1,5 \cdot 10^{-11}$	$2,4 \cdot 10^{-10}$

(1) Alter der Abfälle zum Zeitpunkt der Einlagerung: 10 Jahre

(2) Alter der Abfälle zum Zeitpunkt der Einlagerung: 1 Jahr

Tabelle 2.2 - 6: Parameterabschätzung: Berechnete maximale Temperaturerhöhungen bei der ausschließlichen Lagerung von zementierten Stilllegungsabfällen der Aktivitätsgruppen 1 und 2 (10% Gruppe 1, 90% Gruppe 2, Alter der Abfälle: 10 Jahre)

Lagergeometrie	Behälteranzahl	Maximale Temperaturerhöhung [°C]	
		Kammerinhalt	Erz
Typ A	1.454	3,4	2,0
- Querschnittsfläche	40 m ²		
- Länge	80 m		
- Volumen	3200 m ²		
Typ B	727	1,9	1,3
- Querschnittsfläche	20 m ²		
- Länge	80 m		
- Volumen	1600 m ²		

Ausgangsdaten siehe Kap. 2.2.3

Tabelle 2.2 - 7: Mittlere H₂-Ausbeuten bei der γ -Bestrahlung zementierter und bituminierter Abfallprodukte unterschiedlicher Zusammensetzung (760 Torr, 25°C)

VERFESTIGTER ABFALL	Abfall-Beladung [Gew.-%]		H ₂ -Ausbeute [10^{-3} ml/g Mrad]	
	Zement	Bitumen	Zement	Bitumen
Verdampferkonzentrat NaNO ₃ -haltig	10	40 - 50	0,8	4,5
DWR-Verdampferkonzentrat borathaltig	7	50	2,5	3,9
tensidhaltig	4,3	50	3,7	7,7
DWR-Verdampferkonzentrat Na ₂ SO ₄ -haltig	7	40 - 50	2,0	4,5
Mischbettionenaustauscher ⁺⁾	7 - 10	40 - 50	4,5	4,0
reine Matrixmaterialien	-	-	4,5	7,0

+) Für kunststofffixierte Mischbettionenaustauscher wird eine H₂-Ausbeute von $1,2 \cdot 10^{-3}$ ml/g Mrad erhalten (bei 31 Gew.-% Beladung mit trockenem Austauscher) /25/

Tabelle 2.2 - 8: Dosisleistung in zementierten Abfallprodukten
in Abhängigkeit von der Lagerzeit [rad/h]

Lagerzeit [Jahre]	Stilllegungsabfälle aus DWR und SWR			Betriebsabfälle aus DWR und SWR	Abfälle aus Forschungs- einrichtungen		
	(1)				(2)	(2)	
	Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3			β/γ	α
0	$1,3 \cdot 10^4$	$6,3 \cdot 10^1$		$1,5 \cdot 10^0$	$2,6 \cdot 10^{-1}$	$4,4 \cdot 10^{-1}$	
10	$3,4 \cdot 10^3$	$1,7 \cdot 10^1$	vernach- lässigbar	$4,6 \cdot 10^{-1}$	$8,4 \cdot 10^{-2}$	$5,5 \cdot 10^{-1}$	
20	$9,0 \cdot 10^2$	$4,5 \cdot 10^0$	klein	$1,7 \cdot 10^{-1}$	$5,7 \cdot 10^{-2}$	$6,2 \cdot 10^{-1}$	
50	$1,7 \cdot 10^1$	$8,6 \cdot 10^{-2}$		$4,2 \cdot 10^{-2}$	$2,7 \cdot 10^{-2}$	$6,7 \cdot 10^{-1}$	
100	$5,0 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$		$1,3 \cdot 10^{-2}$	$8,4 \cdot 10^{-3}$	$6,0 \cdot 10^{-1}$	

(1) Alter der Abfälle zum Zeitpunkt der Konditionierung: 10 Jahre

(2) Alter der Abfälle zum Zeitpunkt der Konditionierung: 1 Jahr

Tabelle 2.2 - 9: Parameterschätzung: Insgesamt gebildete H_2 -Mengen in einer Lagerkammer (3200 m^3) während der Einlagerungsphase (3 Jahre) bei der ausschließlichen Lagerung von zementierten Stilllegungsabfällen der Aktivitätsgruppen 1 und 2 (10% Gruppe 1, 90% Gruppe 2, Alter der Abfälle: 10 Jahre)

Lagerzeit a	H_2 -Mengen [m^3]
1	4,5
2	13
3	25

Tabelle 3.1 - 1: Zusammenstellung der wichtigsten Daten eines Systems von Transportbehältern für Stilllegungsabfälle /6/

Aktivitäts- gruppe	Behälter Typ	Behälter- abmessungen [mm]	Nutzmasse im Behälter [Mg]	Behälter- gewicht [Mg]	Behältervolumen (brutto) [m ³]
1	Typ B	D _a = 1480 H _a = 1480 d _i = 660 h _i = 660	0,62	18,5	2,5
2	Typ A	D _a = 1500 H _a = 1500 d _i = 1360 h _i = 1360	6,2	5,3	2,7
	1. Einsatz	d _i = } h _i = } 1180	4,0	11	
	2. Einsatz	d _i = } h _i = } 1050	2,8	14	
	3. Einsatz	d _i = } h _i = } 920	1,9	16	
3	Feste Indu- striever- packung	l _a = 2350 b _a = 1190 h _a = 1190	1,5 - 7,2	2,2	3,3

Tabelle 3.2 - 1: Zusammensetzung der Lösungen für die Prüfung der Lacksysteme für Behälter (Angaben in Gew.-%)

Bestandteile	Steinsalzlösung	Quinäre Lauge	salinares Tiefenwasser
MgCl ₂	-	26,8	1,8
MgSO ₄	-	1,4	-
NaCl	26	1,4	14,3
Na ₂ SO ₄	-	-	0,1
CaCl ₂	-	-	3,3
KCl	-	4,7	-
H ₂ O	74	65,7	80,5
Bodenkörper	-	1,7 g NaCl pro 100 g Lösung	Konrad-Erz

Tabelle 3.2 - 2: Prüfungsergebnis für das beste Dünnschicht-Epoxidharz-Beschichtungssystem für Blech-Abfallfässer

Beanspruchungen	Prüfungen					
	Aussehen	Schichtdicke [µm]	Dornbiege- versuch DIN 53152 50 mm Dorn	Kugelstrahl- versuch +) DIN 53154	Hochspannungs- prüfung 5000 Volt	Unterrostung [mm]
Normalklima (NK)	Glänzende, glatte gelbe (RAL 1004) Oberfläche	ca. 150	keine Risse	≥ A 10 000	keine Durch- schläge	--
Schwitzwasser- konstantklima DIN 50017 28 Tage	wie NK	ca. 150	starke Rißbil- dung	≥ A 10 000	keine Durch- schläge	0,5 Punktweise flächig unterrostet
Salzsprüh- klima 55 DIN 50021 28 Tage	Leichter Glanz- verlust, sonst wie NK	ca. 150	leichte Rißbil- dung	≥ A 10 000	keine Durch- schläge	3
Quinäre Lauge 60°C 28 Tage	wie NK	ca. 150	leichte Rißbil- dung	≥ A 10 000	keine Durch- schläge	0,5
Steinsalz- lösung 60°C 28 Tage	wie NK	ca. 140	leichte Rißbil- dung	≥ A 10 000	keine Durch- schläge	1,5
Konrad-Wasser 50°C	wie NK	ca. 150	leichte Rißbil- dung	≥ A 10 000	keine Durch- schläge	0,5
Ofenalterung 80°C 28 Tage	Leichter Glanz- verlust, sonst wie NK	ca. 140	leichte Rißbil- dung	≥ A 10 000	keine Durch- schläge	0
Zementmörtel- schlämme 1 Tag 80°C 27 Tage 50°C	Mäßiger Glanzverlust, sonst wie NK	ca. 150	leichte Rißbil- dung	≥ A 10 000	keine Durch- schläge	1,5 Punktweise flächig unterrostet
Zementmörtel- schlämme + Natriumnitrat 1 Tag 80°C 27 Tage 50°C	Mäßiger Glanzverlust, sonst wie NK	ca. 150	leichte Rißbil- dung	≥ A 10 000	1 Durch- schlag	9

+) ≥ 10 000 bedeutet, daß nach der Fallbeanspruchung von 10 000 Kugeln der Anstrich den Untergrund lückenlos bedeckt hat, d.h. keine Beanstandung.

Tabelle 3.2 - 3: Prüfungsergebnis für das beste Dickschicht-Epoxidharz-Beschichtungssystem für Blech-Abfallfässer

Beanspruchungen	Prüfungen					
	Aussehen	Schichtdicke [µm]	Dornbiege- versuch DIN 53 152 50 mm Dorn	Kugelstrahl- versuch +) DIN 53154	Hochspannungs- prüfung 5000 Volt	Unterrostung [mm]
Normalklima (NK)	Halbmatte, leicht genarbt braun- beige-farbige Oberfläche	ca. 500	keine Risse	≥ A 10 000	keine Durch- schläge	—
Schwitzwasser- konstantklima DIN 50017 28 Tage	Glanzverlust, sonst wie NK	ca. 500	keine Risse	≥ A 10 000	keine Durch- schläge	3
Ofenalterung 80°C 28 Tage	Glanzverlust sonst wie NK	ca. 480	keine Risse	≥ A 10 000	keine Durch- schläge	—
Zementmörtel- schlämme 1 Tag 80°C 27 Tage 50°C	Glanzverlust, mäßige Aufhel- lung, sonst wie NK	ca. 520	keine Risse	≥ A 10 000	keine Durch- schläge	—
Zementmörtel- schlämme + Natriumnitrat 1 Tag 80°C 27 Tage 50°C	Glanzverlust, leichte Auf- hellung	ca. 520	keine Risse	≥ A 10 000	keine Durch- schläge	1,5
Salzsprüh- klima SS DIN 50021 28 Tage	Glanzverlust, sonst wie NK	ca. 600	leichte Rißbil- dung	≥ A 10 000	keine Durch- schläge	10

+)
≥ A 10 000 bedeutet, daß nach der Fallbeanspruchung von 10 000 Kugeln der Anstrich den Untergrund lückenlos bedeckt, d.h. keine Beanstandung.

Tabelle 5.1 - 1: Maximale Staubbelastung der Grubenwetter bei verschiedenen Arbeitsvorgängen (s.a. Prinzipskizze Abb. 5.1 - 1)

Arbeitsvorgang	Staubbelastung [mg/m ³] (Entfernung von der Ortsbrust)			
	120 m	220 m	330 m	440 m
Schießen	> 100	> 100	≥ 70	≥ 40
Berauben	5,3±1,7	3,9±1,0	1,9±0,5	1,3±0,3
Laden und Fahren	3,3-7,1	2,2-4,9	1,8-4,2	2,5-7,4
Bohren	2,0±1,0	1,5±0,7	0,8±0,4	0,8±0,6

Tabelle 5.1 - 2: Wetter- und Staubgeschwindigkeiten in Abhängigkeit von der Wettermenge

Wettermenge [m ³ /min]	Ausbreitungsgeschwindigkeiten [m/s]	
	Wetter	Staub
560	0,37	0,36
540	0,36	0,36
285	0,19	0,21

Tabelle 5.2 - 1: Natürliche Aktivitäts-Konzentrationen im Konrad-Erz

Radionuklide	spezifische Aktivität [pCi/g]
U 238	1,35 (4,1 ppm)
Ra 226	1,47
Pb 214	1,1
Ac 228	5,9
Ra 228	4,0
Tl 208	5,1

Tabelle 5.2 - 2: Berechnete Strahlenbelastung des Betriebspersonals als Folge der Inhalation von im Erz-Staub enthaltenen natürlichen Radionukliden der Zerfallsreihen von Uran und Thorium

Organ	Berechnete Strahlenbelastung [rem/a]		zulässiger Grenzwert für beruflich strahlenexponierte Personen (StrlSchV, Anlage X) [rem/a]	zulässiger Grenzwert für die Bevölkerung gemäß StrlSchV [rem/a]
	Uran	Thorium		
Knochen	0,016	0,089	30	0,180
Leber	0,001	0,003	15	0,090
Niere	0,003	0,012	15	0,090
Lunge	0,002	0,019	15	0,090
Ganzkörper	0,001	0,003	5	0,030

Tabelle 5.3 - 1: Abschätzung der Strahlenbelastung des Betriebspersonals beim Einlagerungsvorgang an verschiedenen Betriebspunkten

Betriebspunkt	Gebindeart	Handhabungszeit [Sek]	Strahlenbelastung [mrem/h]	Jährliche Strahlenbelastung des Betriebspersonals [man-rem]
Schachthalle	Paletten à 6 Faß	Aufnehmen: 30	Fahren : 1	Fahren: 0,26
	VBA einzeln	Fahren: 2 x 25	am Transport-	Stapeln: 1,0
		Absetzen: 30	fahrzeug: 11	
Füllort	Paletten à 6 Faß	Aufnehmen: 45	Fahren: 1	Fahren: 0,28
	VBA einzeln	Fahren: 2 x 15		
		Absetzen: 30	am Stapel: 9	Stapeln: 1,26
Strecke vom Schacht zum Lagerort	3 Paletten à 6 Faß oder 5 VBA	Fahrt: 2 x 1800	Fahren: 7	Fahren: 9,6
Lagerstrecke	Fässer einzeln	Aufnehmen: 30	Fahren: 1	Fahren: 0,75
	VBA einzeln	Fahren: 2 x 20	am Stapel: 11	Stapeln: 4,6
		Stapeln: 40		

Tabelle 6.1 - 1: Zusammenstellung der Ausgangsdaten für die Störfallbetrachtung

Nuklide	Aktivität in 1000 m ³ Lagerraum [Ci]	Verteilungskoeffizient [cm ³ /g]	abgeleiteter MZR-Wert [Ci/m ³]
Co-60	182	50 /41/	2.1 E-06
Sr-90	50	1 /43/	2.4 E-08
Cs-137	340	100 /42/	9.0 E-07
Pu-239	3	100 /44/	2.8 E-07
Am-241	14	330 /43/	2.3 E-07
Np-237	3.5 E-03	15 /43/	1.9 E-07

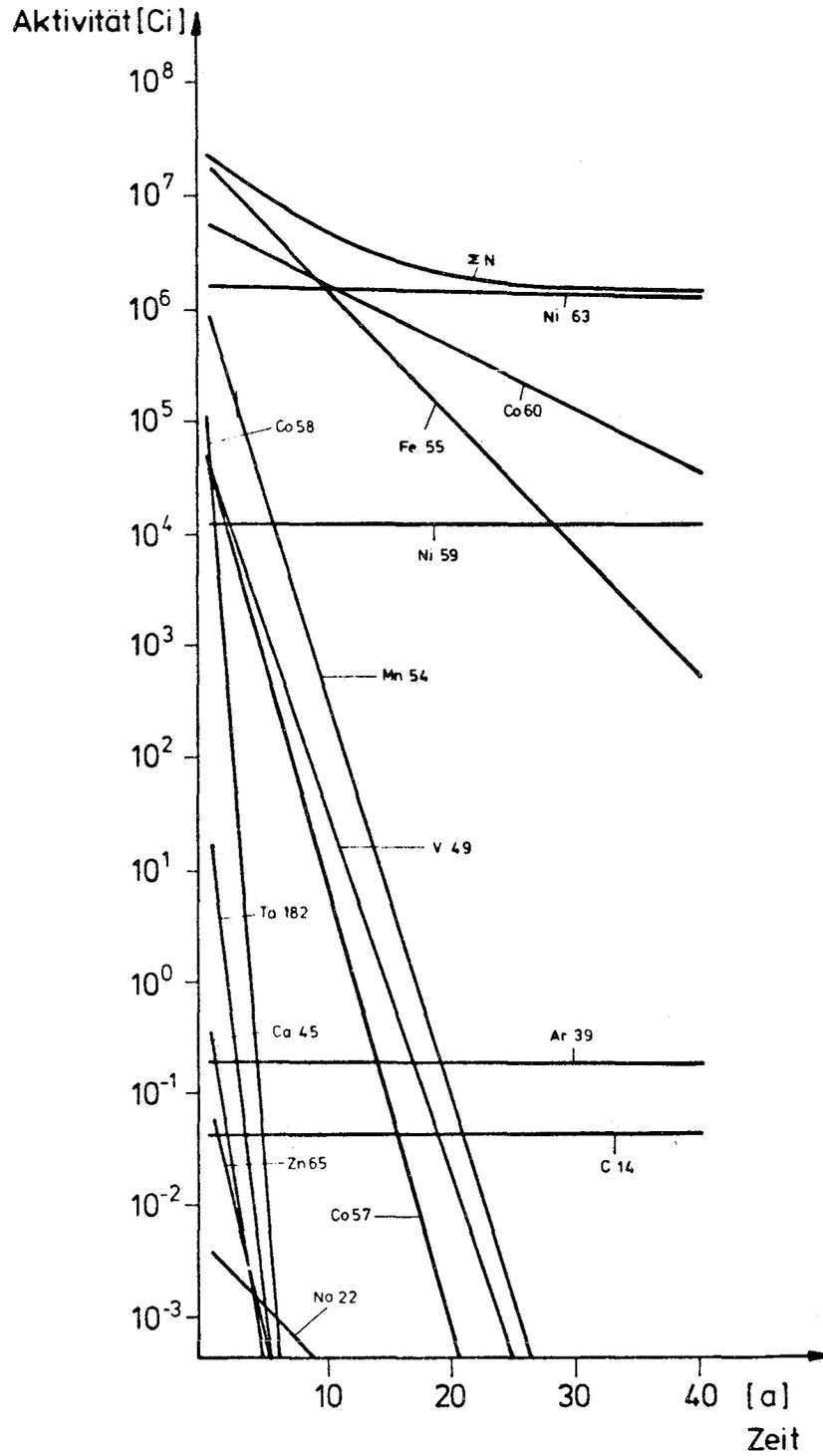


Abb. 2.1-1: Abklingverhalten der Aktivität in den Stilllegungsabfällen eines Siedewasserreaktors (1300 MW_{el} ; 25 Jahre Betriebszeit)

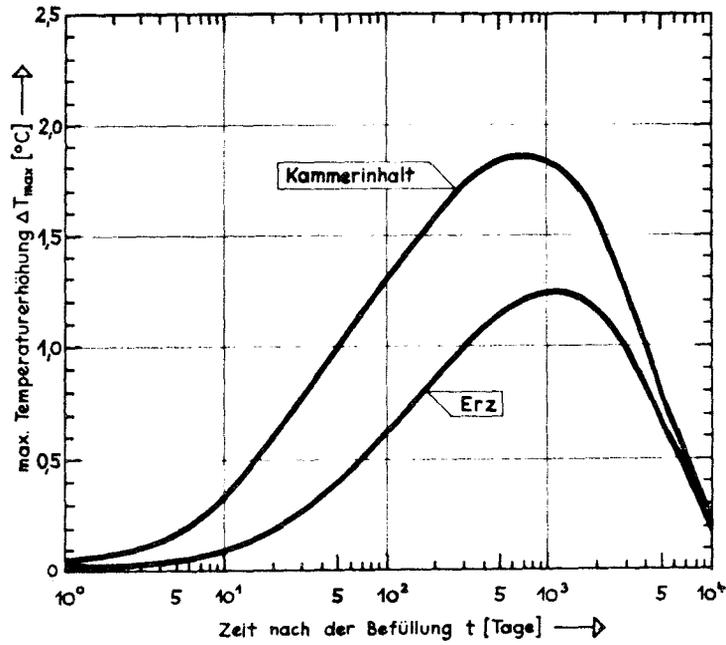


Abb. 2.2-1: Parameterabschätzung: Berechnete maximale Temperaturerhöhungen bei der ausschließlichen Lagerung von zementierten Stilllegungsabfällen der Aktivitätsgruppen 1 und 2 als Funktion der Zeit (10% Gruppe 1, 90% Gruppe 2, Alter der Abfälle 10 Jahre, Kammerquerschnitt 20 m^2)

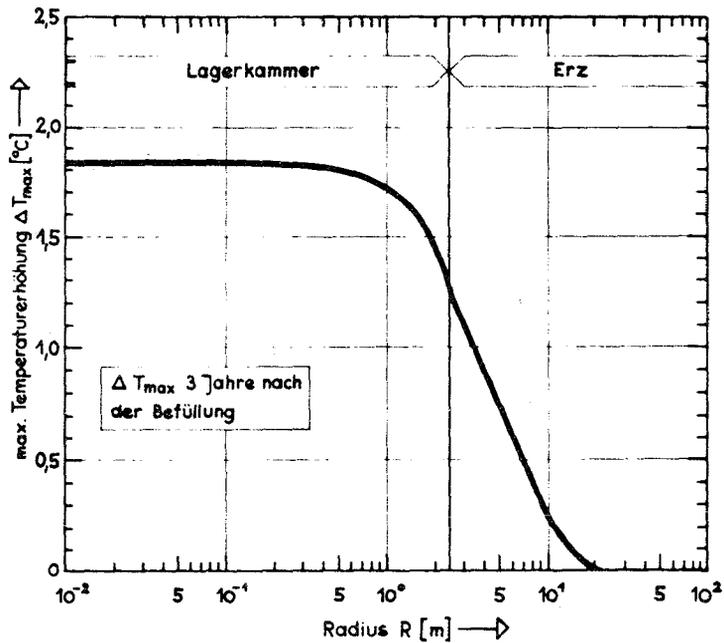


Abb. 2.2-2: Parameterabschätzung: Berechnete radiale Temperaturerhöhungen bei der ausschließlichen Lagerung von zementierten Stilllegungsabfällen der Aktivitätsgruppen 1 und 2 (10% Gruppe 1, 90% Gruppe 2, Alter der Abfälle 10 Jahre, Kammerquerschnitt 20 m^2)

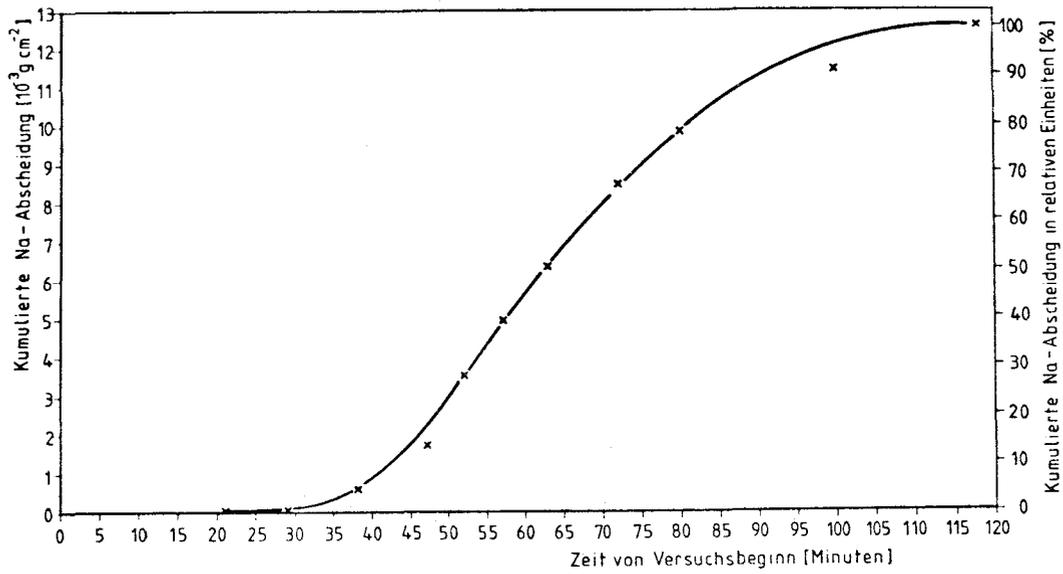


Abb. 2.2-3: Zeitlicher Verlauf der kumulierten Na-Freisetzung beim Abbrand von Bitumen/ NaNO_3 -Produkten (Abscheidung auf Filtern).

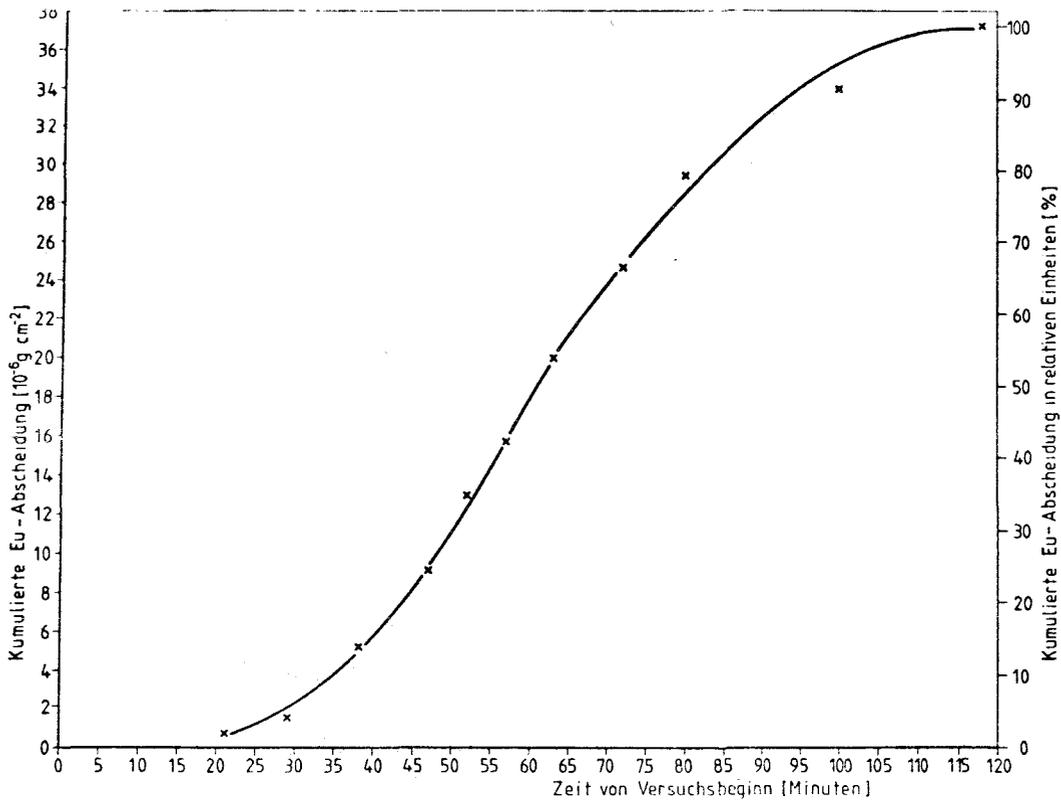


Abb. 2.2-4: Zeitlicher Verlauf der kumulierten Eu-Freisetzung beim Abbrand von Bitumen/ NaNO_3 -Produkten (Abscheidung auf Filtern).

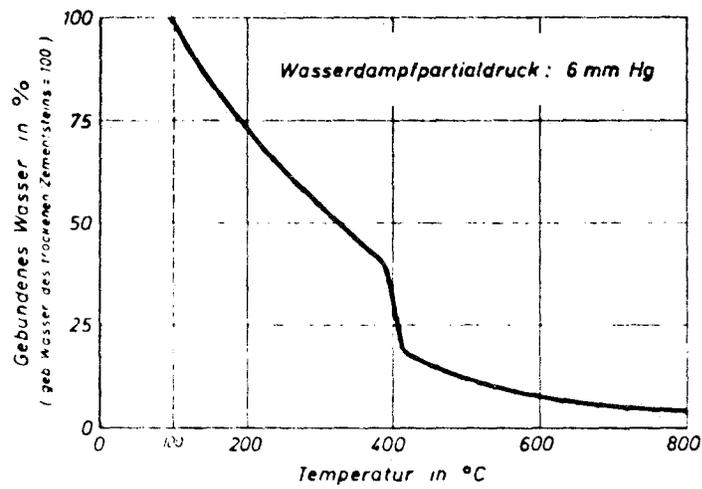


Abb. 2.2-5: Freisetzung von Wasser aus Zementstein in Abhängigkeit von der Temperatur

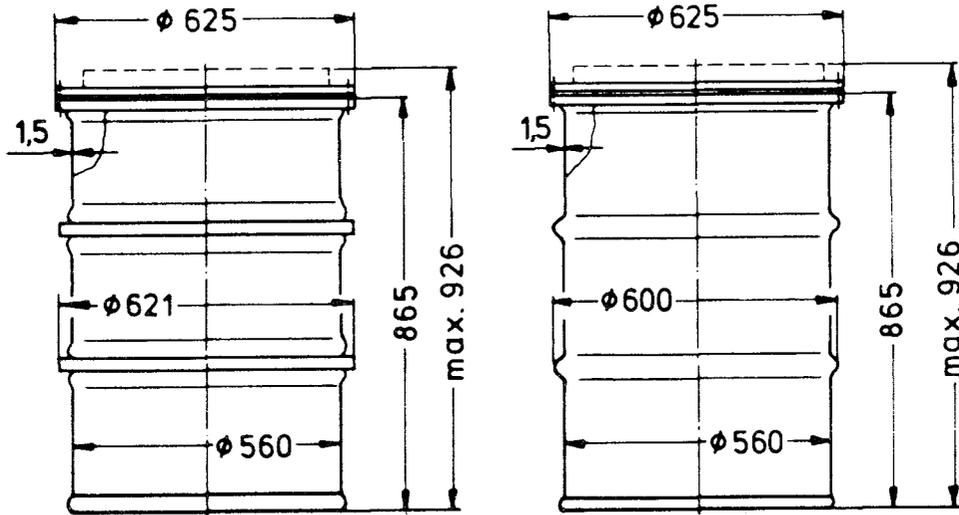


Abb. 3.1-1: 200 l-Rollreifenfaß (links) und -Rollsickenfaß (rechts)

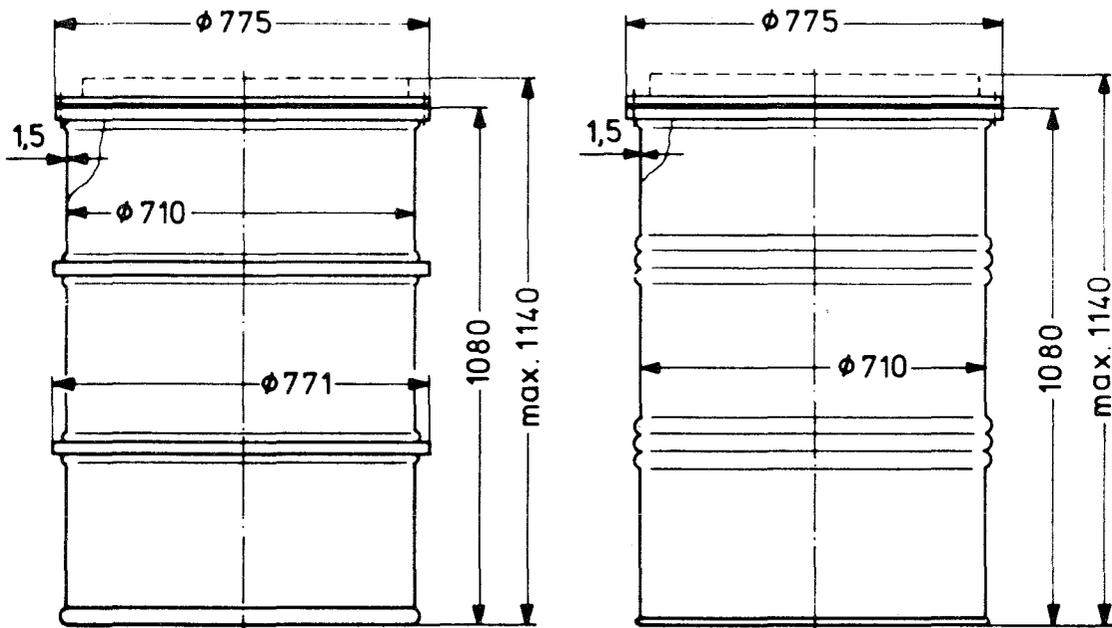


Abb. 3.1-2: 400 l-Rollreifenfaß (links) und-Rollsickenfaß (rechts)

Schnitt A-A

Ansicht X

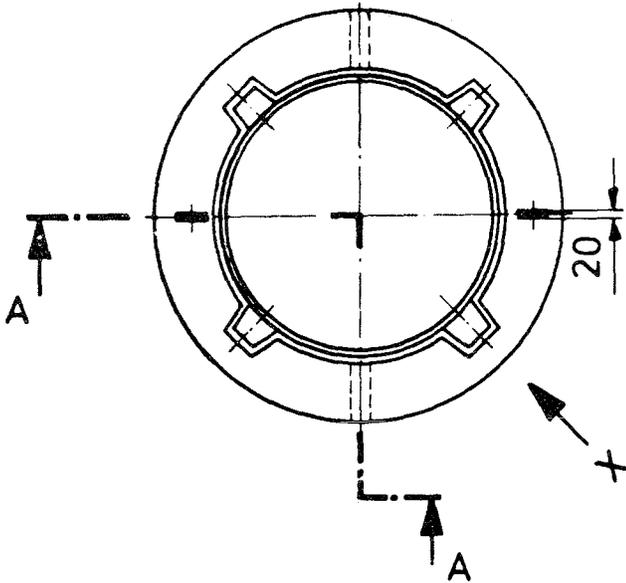
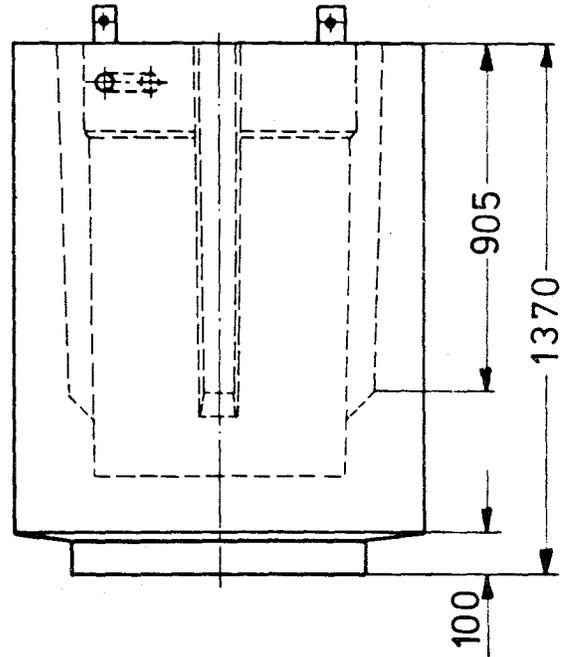
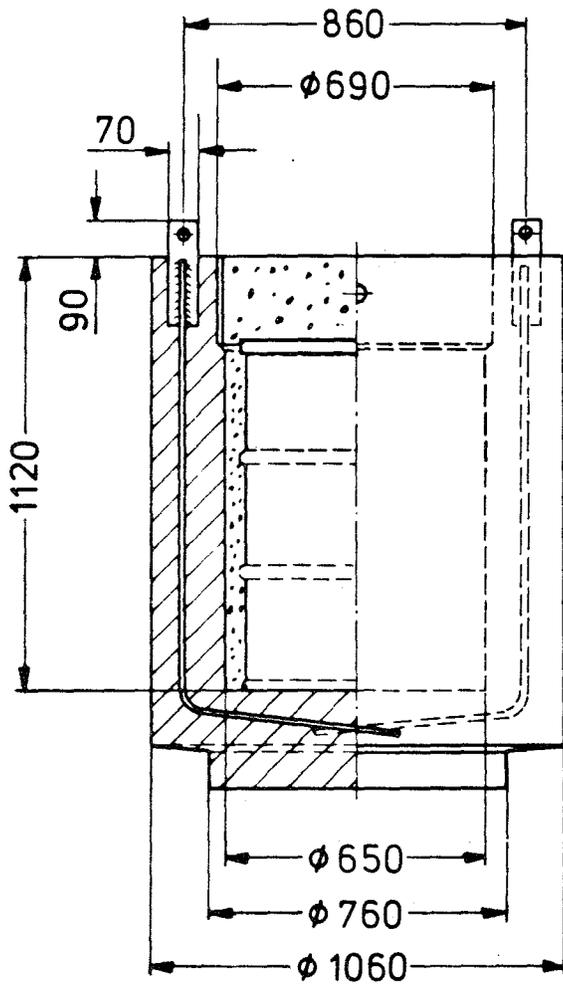


Abb. 3.1-3: Verlorene Betonabschirmung (VBA) für ein 200 l-Faß

Schnitt A - A

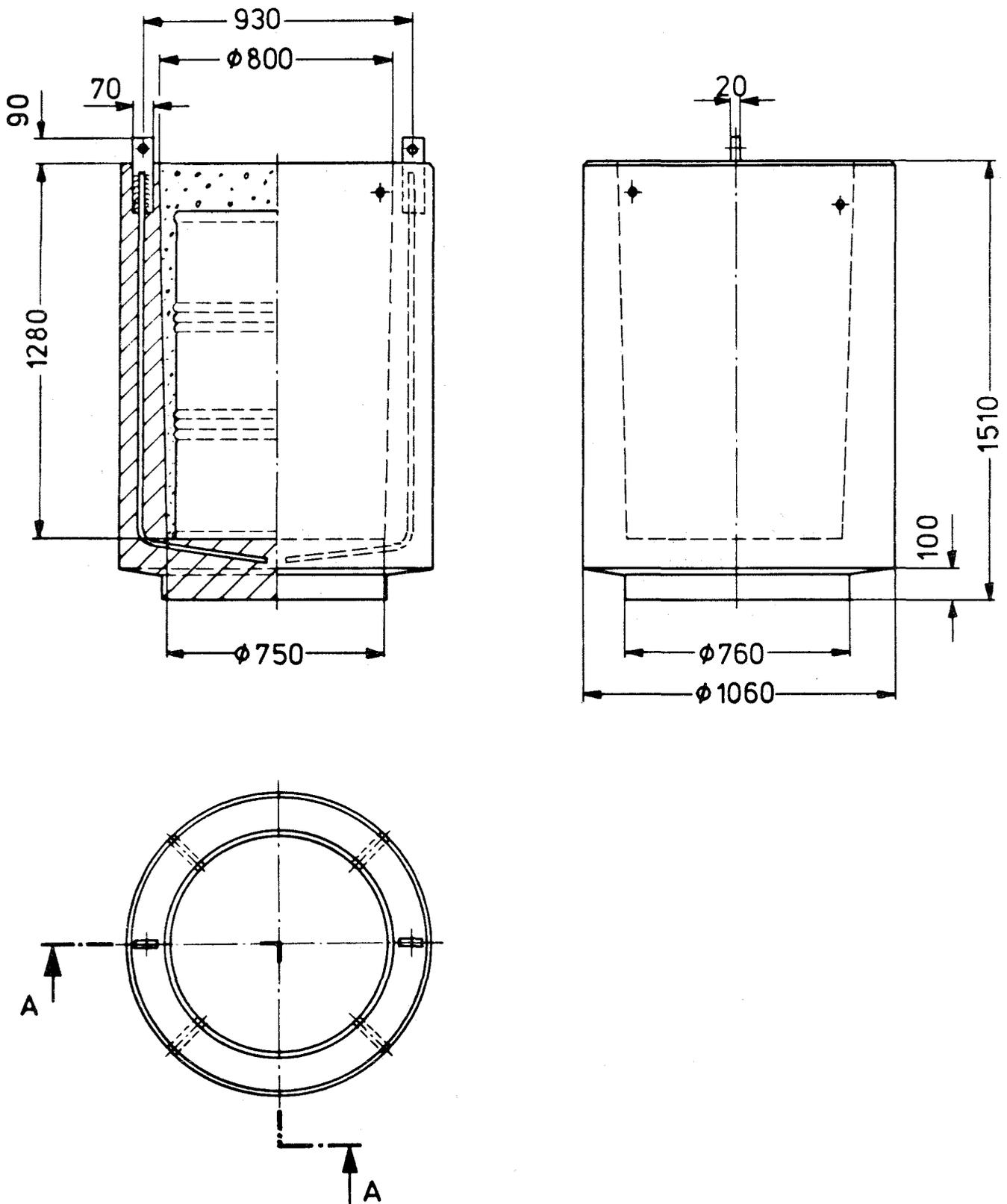


Abb. 3.1-4: Verlorene Betonabschirmung (VBA) für ein 400 l-Faß

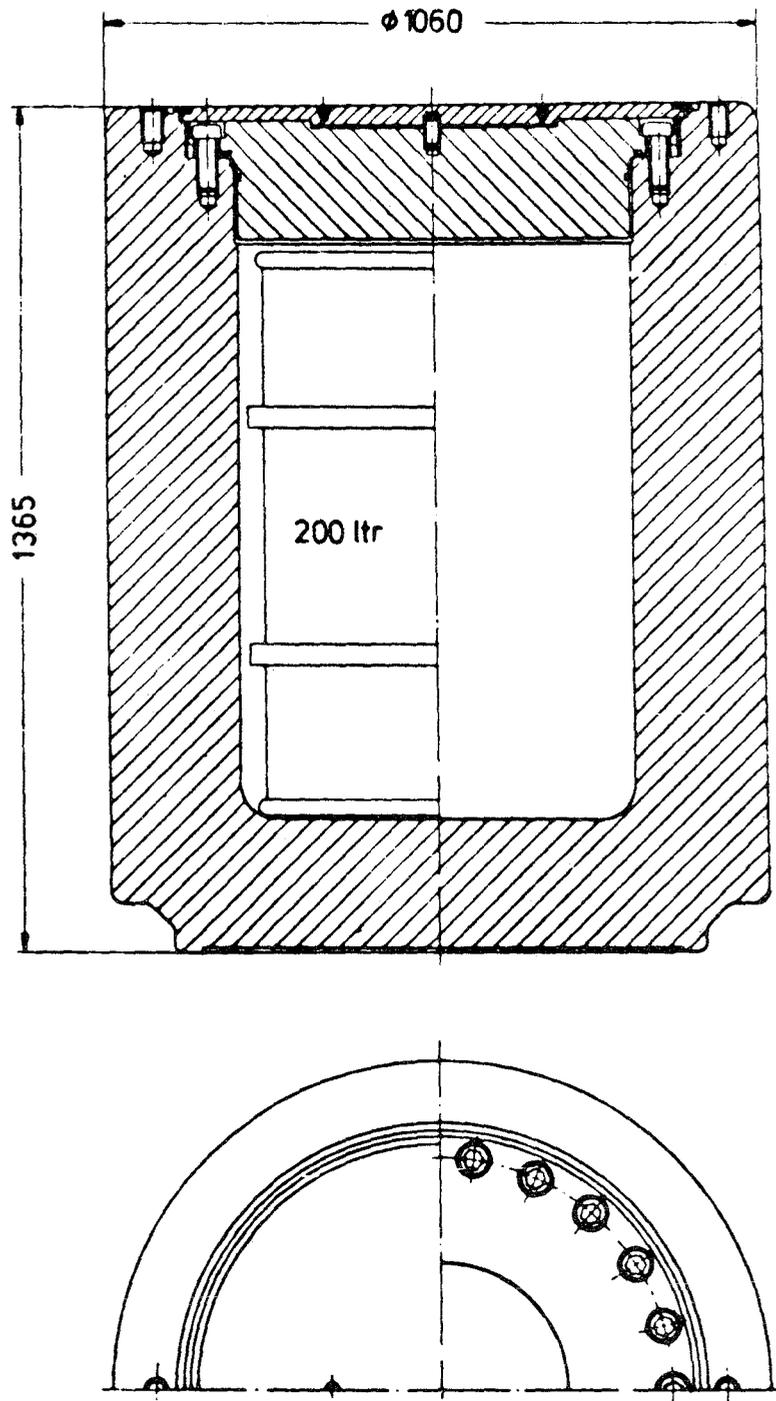


Abb. 3.1-5: Abschirmbehälter aus Stahlguß /2/

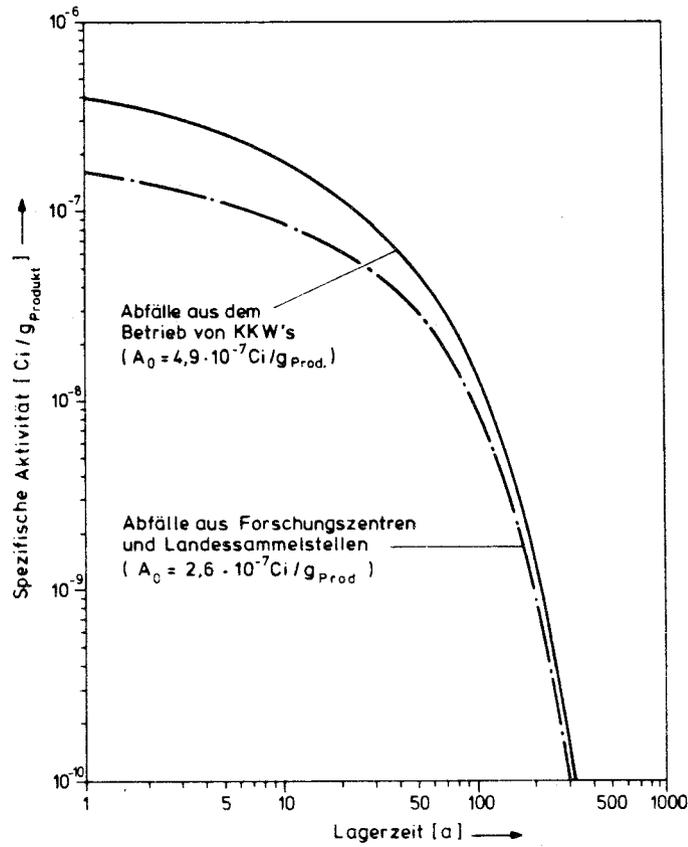


Abb. 3.2-1: Zeitabhängigkeit der spez. Aktivität in zementierten Abfällen aus Forschungszentren und Landessammelstellen bzw. aus dem Betrieb von Kernkraftwerken.

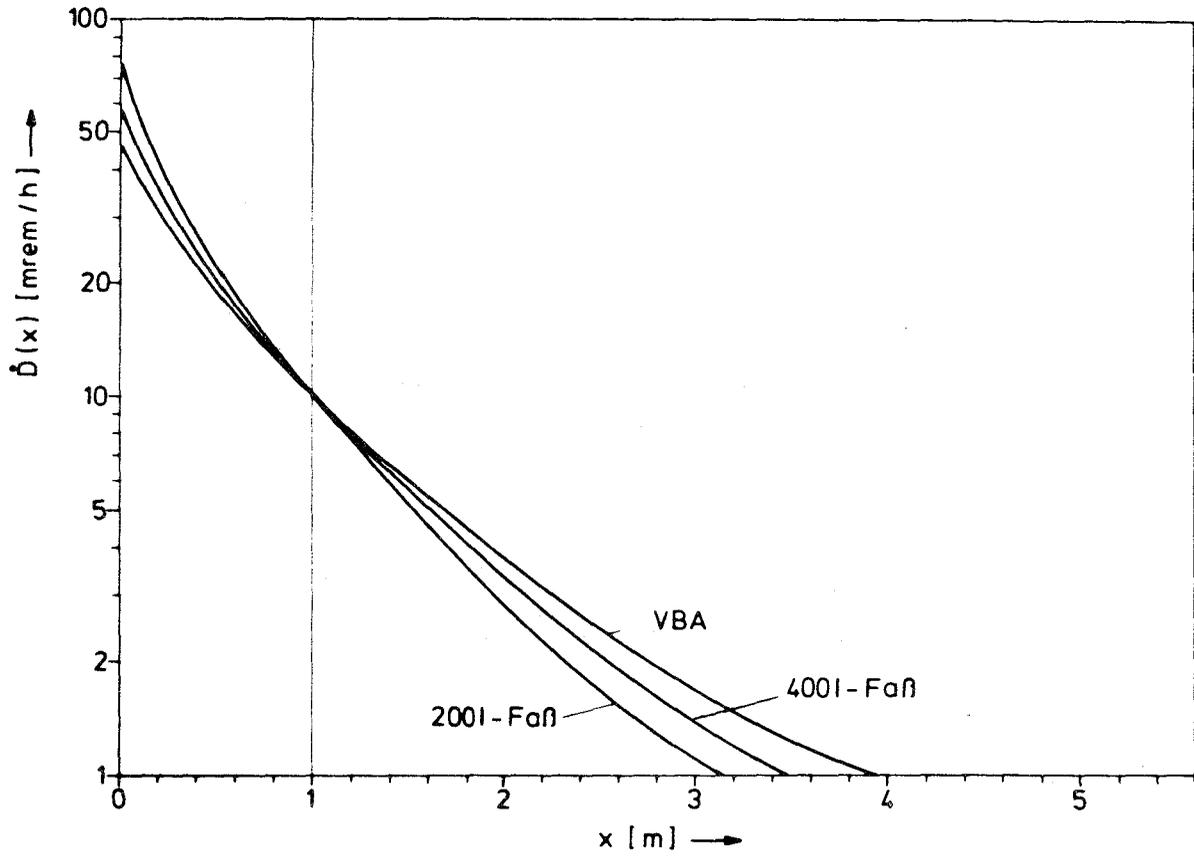


Abb. 3.3-1: Dosisleistung \dot{D} der Abfallgebinde als Funktion der Entfernung x von der Oberfläche /nach 37/

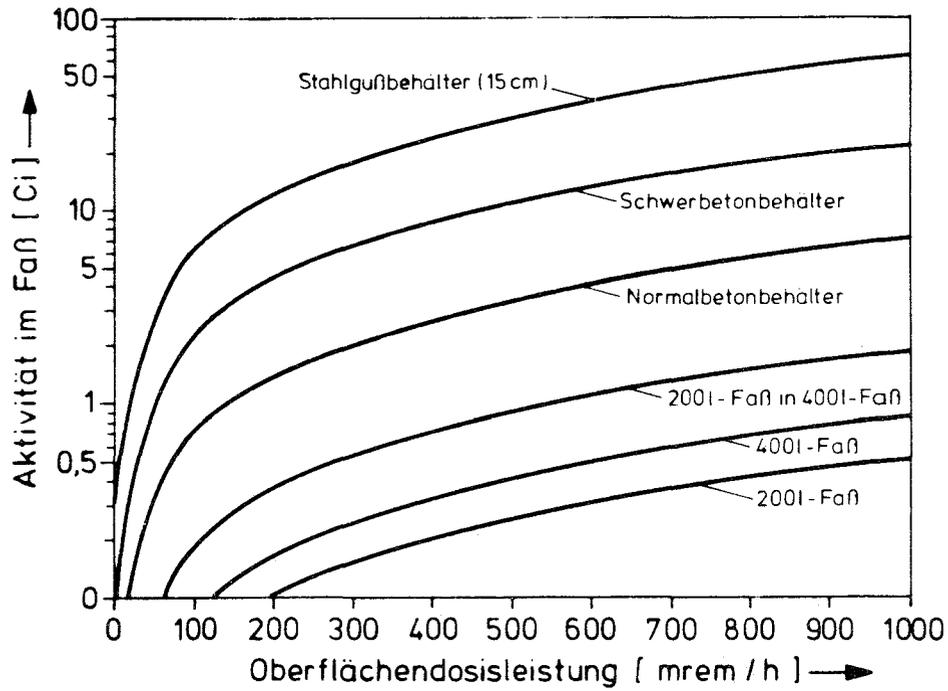


Abb. 3.4-1: Oberflächendosisleistung von Abfallbehältern als Funktion der spez. Aktivität für Co-60 (γ -Energien 1,17 und 1,33 MeV)

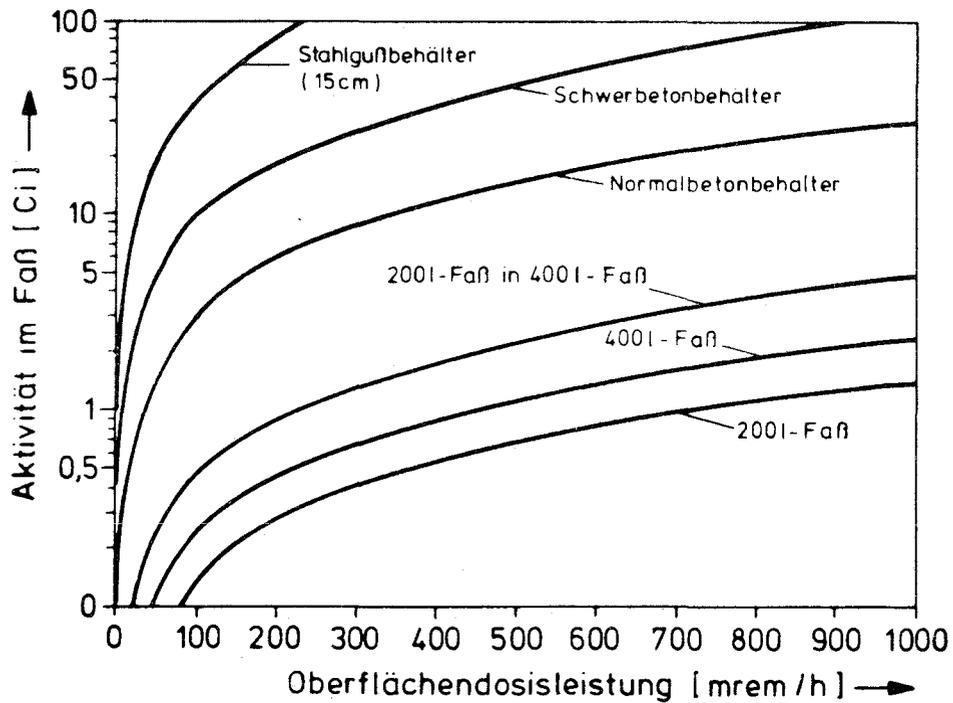


Abb. 3.4-2: Oberflächendosisleistung von Abfallbehältern als Funktion der spez. Aktivität (γ -Energie von 1,0 MeV)

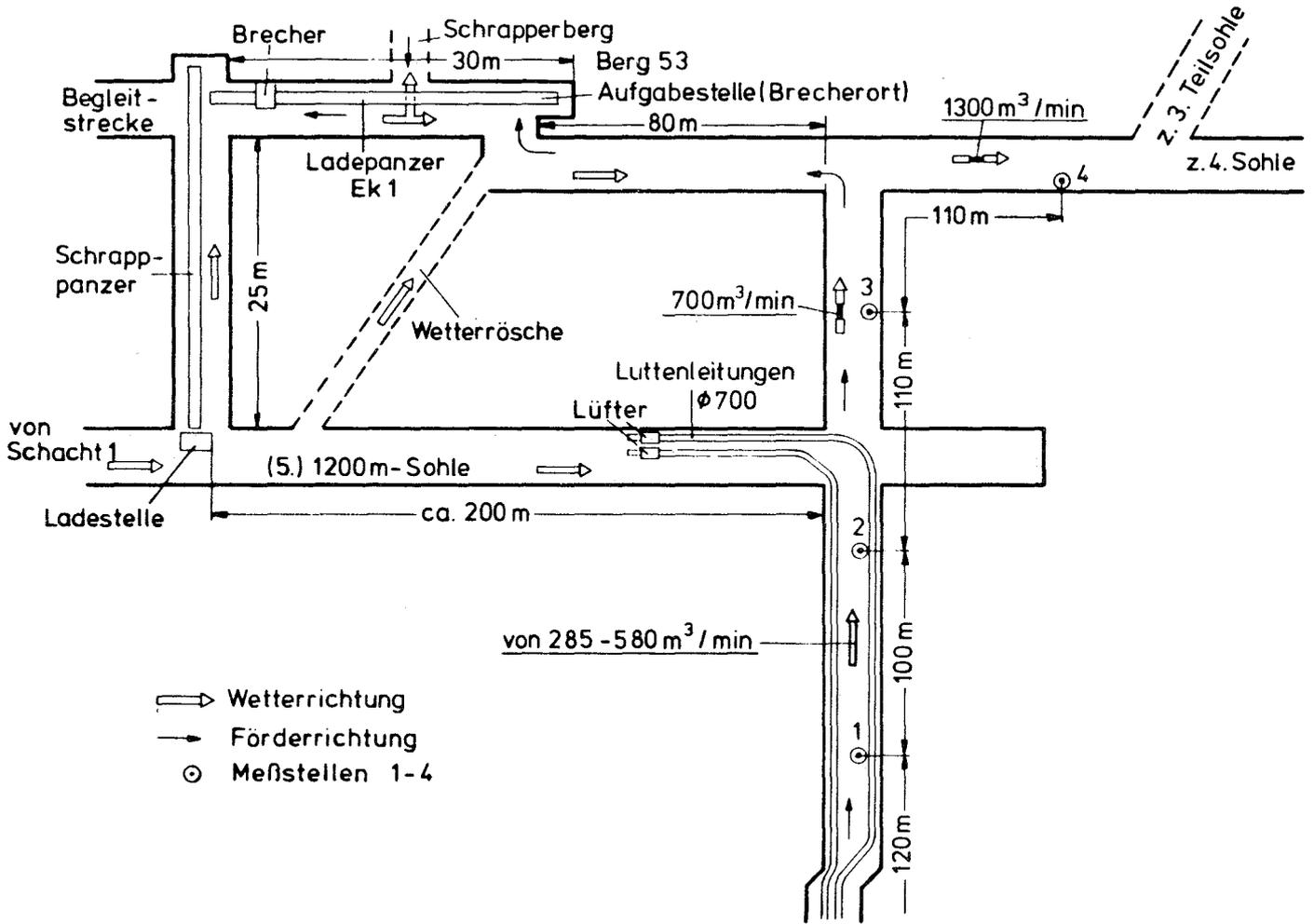


Abb. 5.1-1 Anordnung der Meßpunkte sowie Darstellung der Wetterführung bei der Durchführung des Staubmeßprogramms (Prinzipskizze)

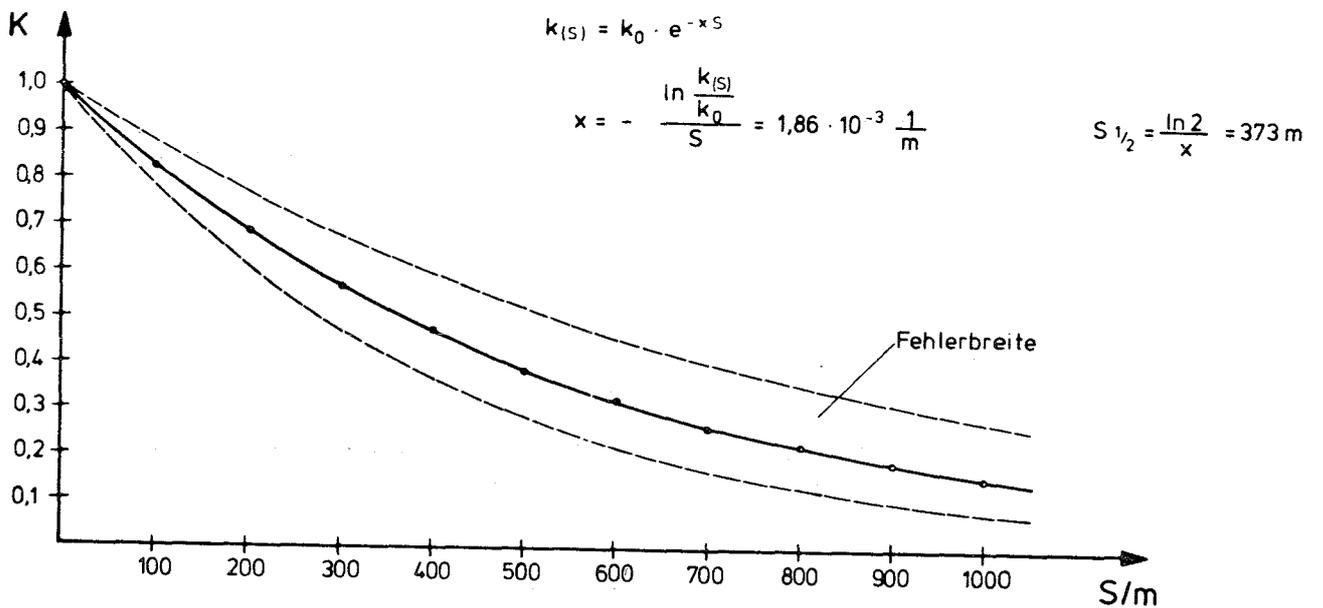


Abb. 5.1-2: Relative Abnahme der Staubkonzentration K als Funktion des Weges s

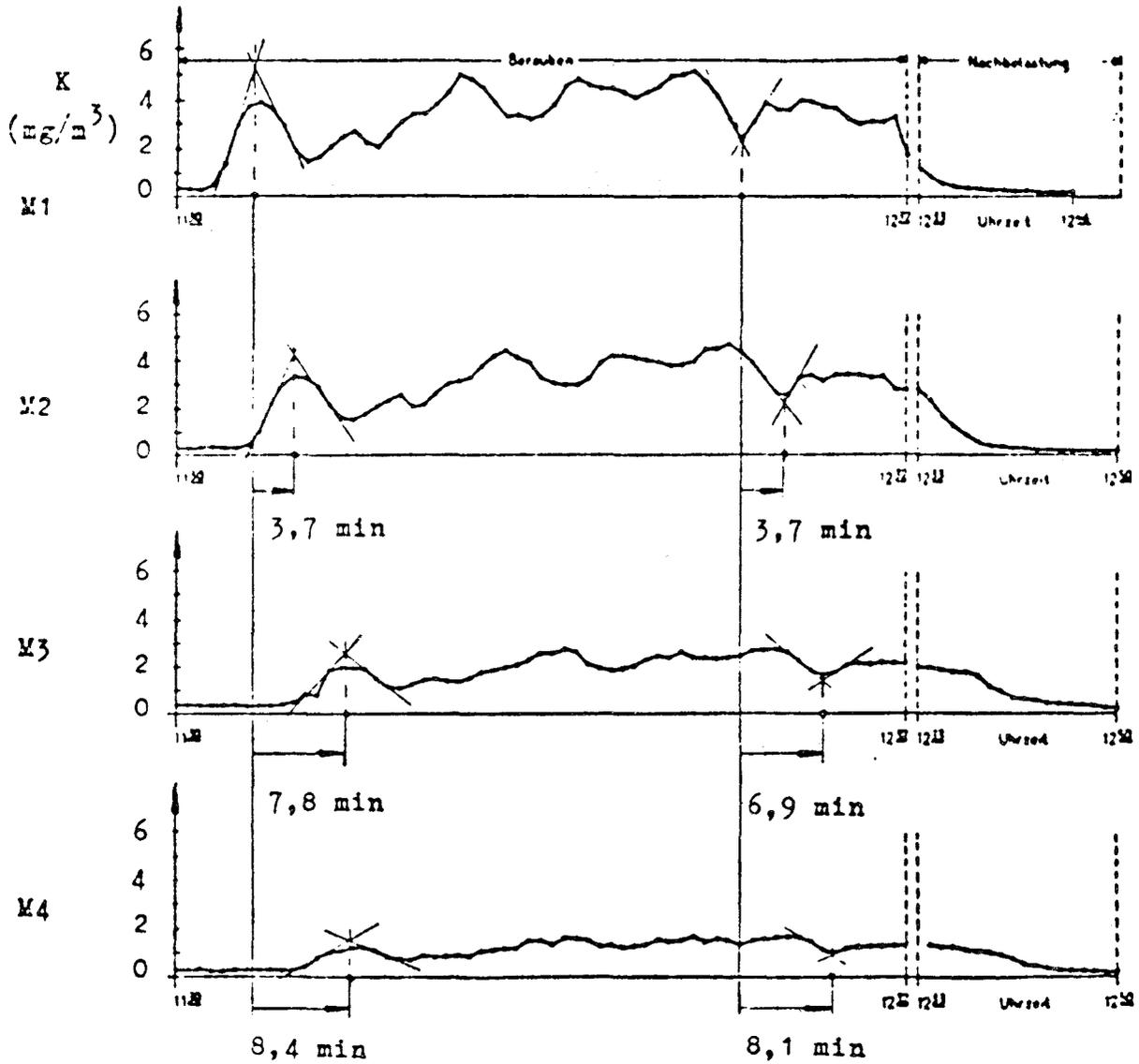


Abb. 5.1-3: Bewegung von charakteristischen Staubkonzentrationen in der Strecke entlang den Meßstellen M1 bis M4 als Funktion der Zeit

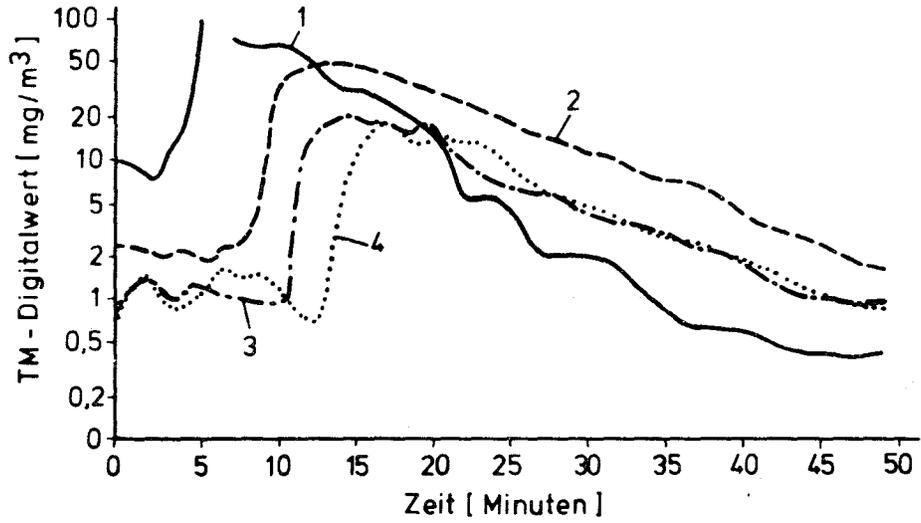


Abb. 5.1-4: Staubkonzentrationen als Funktion der Zeit an den Meßstellen 1-4 bei einer Wettermenge von $285 \text{ m}^3/\text{min}$

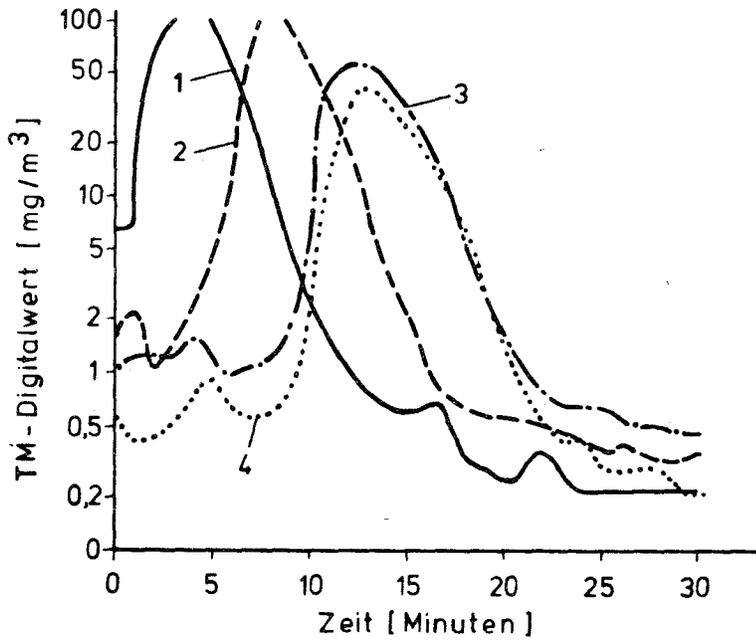


Abb. 5.1-5: Staubkonzentrationen als Funktion der Zeit an den Meßstellen 1-4 bei einer Wettermenge von $560 \text{ m}^3/\text{min}$

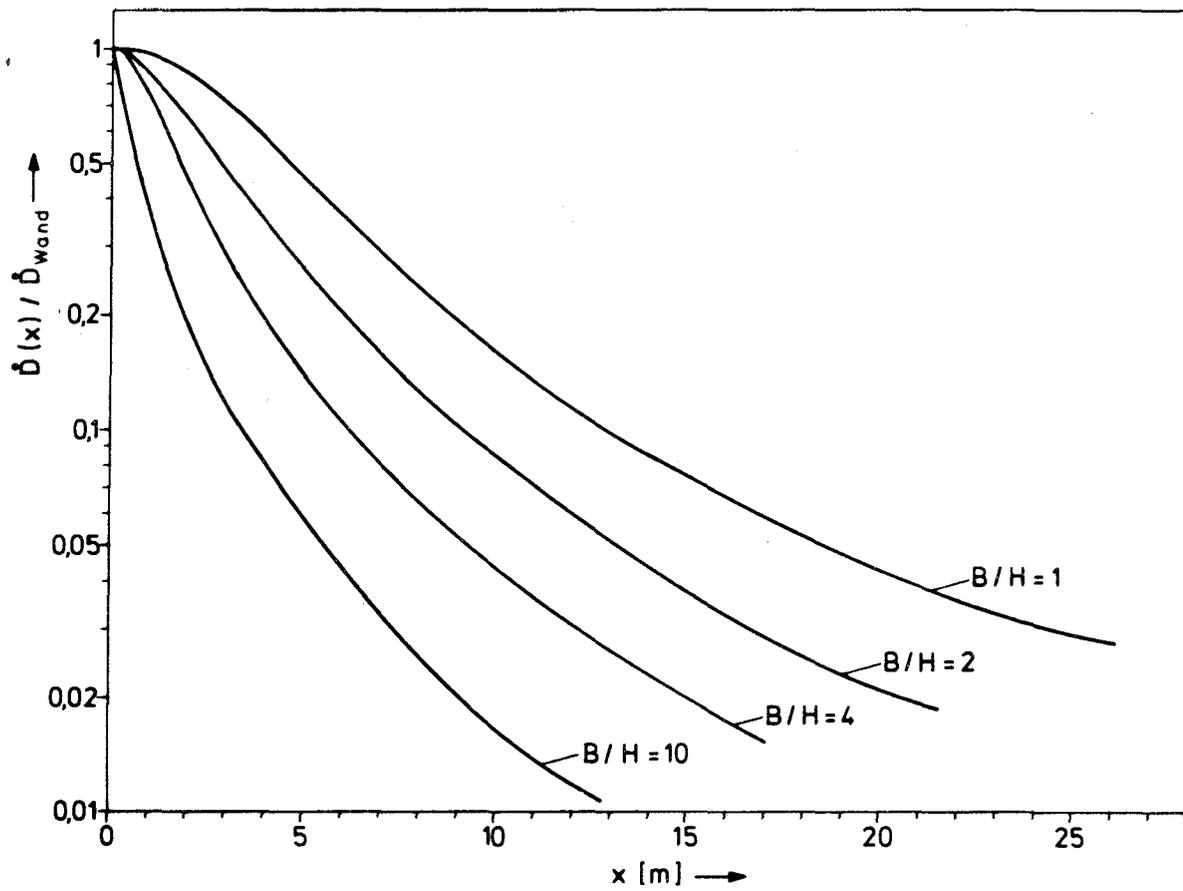
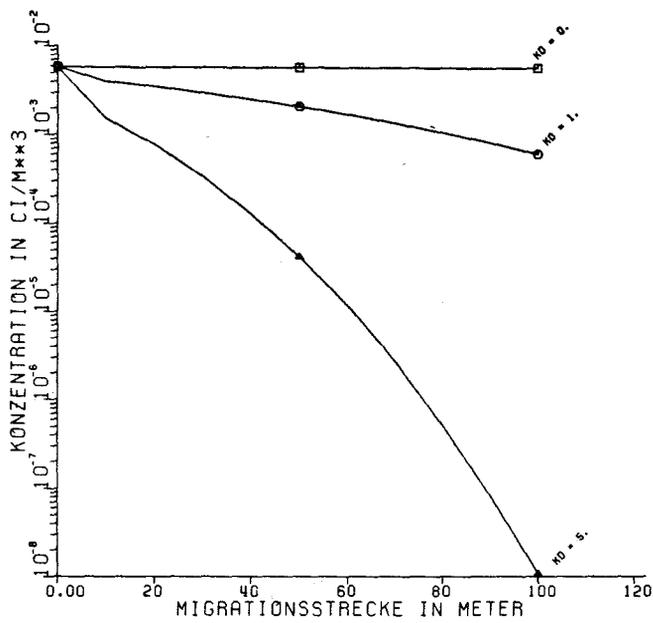


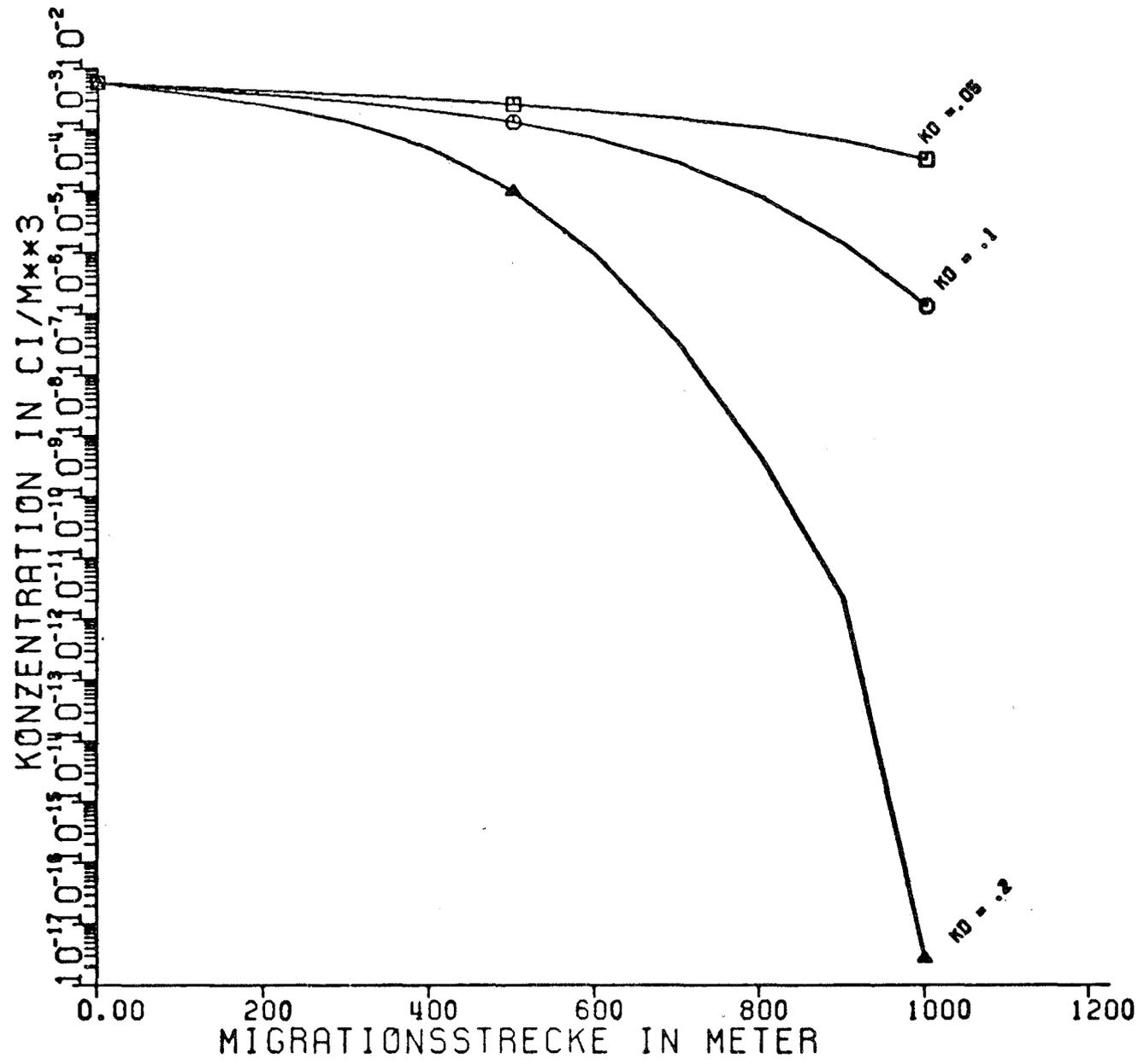
Abb. 5.3-1: Dosisleistung als Funktion der Entfernung von einer Fläche von 40 m^2 ($B = 6,3 \text{ m} = \text{const}$) (nach /37/)



SR - 90
HWZ = 28.5 JAHRE
NHAST = 1
KD = 5.0 ML/G
RD = 91.0
POROS = 10.000 %
ALPHA = 10.00 M
MODELL: QUELLEN LINEAR
VOLUM = 40000 M**3
ZEIT = 100 JAHRE



Abb. 6.1-1: Modellmäßig berechnetes Sr-90 Konzentrationsprofil längs des Transportweges (eindimensional)



SA - 90
 HWZ = 28.5 JAHRE
 NWASt = 1
 KD = 0.2 ML/G
 RD = 4.6
 POROS = 10.000 %
 ALPHA = 10.00 M
 MODELL: QUELLEN LINEAR
 VOLUM = 40000 Mx3
 ZEIT = 100 JAHRE

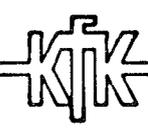
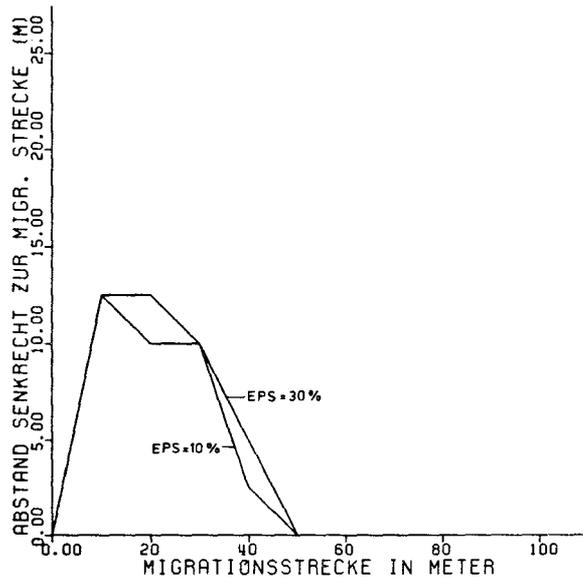


Abb. 6.1-2: Modellmäßig berechnetes Konzentrationsprofil für Sr-90 in einem Strecken-Schacht-System (eindimensional)



CS - 137
HWZ = 30.1 JAHRE
NHAST = 1
KD = 1.0 ML/G
AD = 19.0
POROS = 10.000 %
ALPHA = 10.00 M
MODELL: QUELLEN LINEAR
VOLUM = 40000 M³
GRENZ. = 1.0E-8 CI/M³
ZEIT = 100 JAHRE



Abb. 6.1-3: Modellmäßig berechnete Dispersion von mit Cs-137 kontaminierter Lauge als Funktion der Migrationsstrecke bei Porositäten (EPS) von 10% bzw. 30%