Fachverband:

FACHVERBAND FÜR STRAHLENSCHUTZ E.V.
Mitgliedsgesellschaft der International Radiation Protection Association (IRPA)

IRPA FS

RADIOAKTIVE ABFÄLLE

Bericht
7. IRPA – Regionalkongreß
13. FS – Jahrestagung
Köln, 15. – 19. Oktober 1979

FS – 79 – 20 – T
Mai 1980

Als Manuskript gedruckt

FS-Berichte aus der Schriftenreihe des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V.
Zu beziehen durch das Sekretariat:
H. Brunner, Abt. SU, EIR, CH-5303 Würenlingen

FACHVERBAND FÜR STRAHLENSCHUTZ E.V.
Mitgliedsgesellschaft der International Radiation Protection Association (IRPA)

RADIOAKTIVE ABFÄLLE

Bericht
7. IRPA – Regionalkongreß
13. FS – Jahrestagung
Köln, 15. – 19. Oktober 1979

FS – 79 – 20 – T
Mai 1980

Der Fachverband für Strahlenschutz e.V., Mitgliedsgesellschaft der International Radiation Protection Association (IRPA) für die Bundesrepublik Deutschland und die Schweiz, veranstaltete zusammen mit dem Österreichischen Verband für Strahlenschutz und der Nederlandse Vereniging voor Stralingshygiene vom 16. bis 19. Oktober 1979 in Köln seine 13. Jahrestagung, die zugleich als 7. IRPA-Regionalkongreß anerkannt wurde. Das Tagungsthema "Radioaktive Abfälle" zielte weniger auf die Entsorgungsprobleme kerntechnischer Anlagen ab, sondern behandelte vornehmlich Fragen wie Definitionen, Kriterien, Regeln und Richtlinien; Anfall, Behandlung und Zwischenlagerung; Beseitigung und Endlagerung im Zusammenhang mit dem Einsatz radioaktiver Stoffe in Medizin, Forschung und Industrie. Kontrastprogramme zu Strahlenschutzaspekten in der Kerntechnik und zur Weiterbildung in Strahlenschutzmaßnahmen bei Tritiumkontamination ergänzten die Vorträge und Diskussion. Tagungspräsident war Herr Dipl.-Phys. L. Ferdinand Franzen, der bei der organisatorischen Durchführung der Tagung und der Redaktion der Tagungsniederschrift von den Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen der Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) mbH, insbesondere Herrn W. Schulz und Frau M. Straßenmeyer, unterstützt wurde.

Der Bundesminister des Innern ermöglichte durch finanzielle Unterstützung die Durchführung der Tagung und die Herausgabe dieser Tagungsniederschrift.

Zum Geleit

Der Fachverband für Strahlenschutz e.V. hat seine 13. Jahrestagung dem sehr aktuellen Thema "Radioaktive Abfälle" gewidmet, bei dem die Öffentlichkeit in erster Linie an hochaktive Abfälle aus Kernkraftwerken und Wiederaufarbeitungsanlagen denkt. Der besondere Verdienst der Tagung liegt jedoch darin, daß sich der Fachverband vorrangig dem Problem der Behandlung und Beseitigung schwach- und mittelaktiver Abfälle aus Medizin, Forschung und Technik angenommen hat, das der Öffentlichkeit trotz seiner hohen Bedeutung bisher noch nicht ausreichend bewußt geworden ist.

Eine schnelle Lösung der im Bereich der Beseitigung schwach- und mittelaktiver Abfälle zwischen Bund und Ländern noch offenen Fragen ist vordringlich, da anderenfalls, z.B. im medizinischen Bereich, mit schwerwiegenden Konsequenzen gerechnet werden muß.

Ich begrüße es besonders, daß die auf der Tagung gehaltenen Vorträge nunmehr in gedruckter Form vorliegen, und danke allen, die zum Gelingen dieser Tagung beigetragen haben.

Dem Fachverband für Strahlenschutz e.V. wünsche ich für seine weitere Arbeit alles Gute.

Gerhart Rudolf Baum
Bundesminister des Innern

I N H A L T

Seite

Eröffnung der Tagung 1

Begrüßung der Teilnehmer 7

F A C H V O R T R Ä G E

1. Sitzung:
Einführung – Definitionen, Kriterien, Regeln und Richtlinien

- Breest, H.-Ch.:
  Die Beseitigung radioaktiver Abfälle - ein Überblick 13

- Krause, H.:
  Überblick über den gegenwärtigen Stand der Behandlung radioaktiver Abfälle 35

- Hunzinger, W.:
  Die Schweizerische Verordnung über die Sammlung und Ablieferung radioaktiver Abfälle 45

- Bischof, W.:
  Freigrenzenregelungen für die Beseitigung radioaktiver Abfälle im internationalen, inländischen und ausländischen Recht - eine rechtsvergleichende Übersicht 51

- Becker, K.:
  Deutsche und internationale Normung auf dem Gebiet des Kernbrennstoffkreislaufes 82

2. Sitzung:
Anfall, Behandlung und Zwischenlagerung - Teil 1

- Knieper, J., W. Friedrich, K. Komnick, H. Printz und P.F. Sauermann:
  Behandlung und Beseitigung radioaktiver Abfälle in den chemischen Instituten der Kernforschungsanlage Jülich 89

Seite

- Frischauf, H., K. Kletter und R. Dudczak:
Abfallbeseitigung in nuklearmedizinischen Bereichen 104

- Brunner, H., H. Kalt und J. Schwammberger:
Erfahrungen bei der Abfallkonditionierung im EIR, Würenlingen 117

- Aeppli, J.:
Die Sanierung konditionierter radioaktiver Abfälle nach einem Kontaminationszwischenfall . . . 133

- Lorscheider, R.:
Tritiumabfälle und ihre Problematik 154

- Böddicker, W., und W. Kolb:
Fragen zur Abfallbeseitigung bei genehmigungsfreiem Umgang mit natürlichen radioaktiven Stoffen 169

- Rodenbäck, B.:
Eine neuartige Meßeinrichtung zur Überwachung des konventionellen Mülls auf die unbeabsichtigte Beigabe von radioaktiven Stoffen 178

- Platthaus, D.:
Berechnung der Beta-Dosisleistungen über ebenen Flächen 187

- Tamberg, T.:
Ein Verfahren zur Prüfung der Dekontaminierbarkeit von Oberflächen 193

3. Sitzung:
Anfall, Behandlung und Zwischenlagerung - Teil 2

- Lobbezoo, J.:
Experience with Radioactive Waste Control in the Nuclear Power Plant Doodeward 201

- Baumann, J., S. Kausch und J. Palmowski:
Strahlenschutz bei Backfitting-Maßnahmen und Demontagearbeiten im Strahlenschutzbereich kerntechnischer Anlagen 209

- Dilger, H., und H. Schüler:
Die Strahlenbelastung in einer Anlage zur Behandlung radioaktiver Abfälle 226

- Keller, K.D., B. Glöbel, H. Muth, E. Oberhausen und R. Kunkel:
Untersuchungen zur Strahlenexposition durch radioaktives Jod in der Medizin 249

Seite

- Stippler, R., und H. Kleimann:
Strahlenschutz und Umgebungsüberwachung bei der Lagerung von radioaktiven Abfällen in einem Salzbergwerk 261

- Albrecht, E.:
Zur Situation der Versuchsanlage Asse als bundesweites Zwischenlager 276

- Hoschützky, A.:
Die Landessammelstellen für radioaktive Abfälle . . 284

4. Sitzung:
Beseitigung und Endlagerung

- Sanderse, R.W., and J. Worst:
Radiation Protection with Regard to Sea Dumping of Radioactive Waste 293

- Christ, R.:
Praktische Durchführung der Meeresversenkung radioaktiver Abfälle 299

- Nishiwaki, Y.:
Some of the Bases of the IAEA Definition and Recommendations Concerning High-Level Radioactive Waste Unsuitable for Dumping at Sea and Some of the Japanese Findings of Deep Sea Survey in the Pacific 307

- Anderson, R.:
Submarine Geologic Disposal of Nuclear Waste . . . 347

- Feldt, W.:
Radioökologie der Tiefsee – Biologische Aspekte der Versenkung und Lagerung radioaktiver Abfälle in und auf den Sedimenten der Tiefsee 388

- Krejsa, P.:
Die Anwendung der Risikoanalyse auf die Endlagerung radioaktiver Abfälle 411

- Hunzinger, W., und E. Müller:
Die Beseitigung radioaktiver Abfälle aus Industrie, Forschung und Medizin in der Schweiz in den vergangenen 16 Jahren 422

- Ehrlich, D., und H. Emmermann:
Fragen des Strahlenschutzes in den Anlagen des Bundes zur Sicherstellung und Endlagerung radioaktiver Abfälle 429

Seite

Kontrastprogramm Kerntechnik

- Müller, W.:
  Strahlenschutzaspekte im Zusammenhang mit dem Störfall im Kernkraftwerk Three Mile Island 2 . . 445

- Bayer, A.:
  Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke - Unfallfolgenmodell und Ergebnisse 468

Kontrastprogramm Weiterbildung

- Spiess, R.:
  Fortbildungsveranstaltung im Fachverband für Strahlenschutz e.V. 527

Zusammenfassung 531

ERÖFFNUNG DER TAGUNG

L.F. Franzen

Fachverband für Strahlenschutz e.V., Köln

Meine sehr verehrten Damen und Herren,
liebe Kolleginnen und Kollegen!

Wer gestern abend zufällig oder gezielt im 2. Deutschen Fernsehprogramm das Gesundheitsmagazin Praxis mit dem Hauptthema "Medizin - radioaktiv" gesehen hat, erhielt die richtige Einführung in das Thema dieser Jahrestagung "Radioaktive Abfälle" oder wurde zumindest mit wichtigen Aspekten davon vertraut gemacht. Wenn von radioaktiven Abfällen die Rede ist, geht es eben nicht nur um die Entsorgung von Kernkraftwerken, sondern auch um die Abfallbeseitigung beispielsweise der Nuklearmedizin: Die anfallenden Abfallmengen, die gegenwärtige Situation in der Asse, die begrenzte Aufnahmekapazität der Landessammelstellen kamen zur Sprache. Der Hausherr in diesem Gebäude, Prof. Kuhlmann, unterstrich in seinem Interview die Aufgaben des Strahlenschutzes. Die Sendung klang aus mit einem Appell an die Politik, nicht durch Aufrichten immer neuer Hürden die sach- und zeitgerechte Lösung der anstehenden Aufgaben zu verzögern. Einen besseren Einstieg in die Thematik dieser Jahrestagung hätte ich nicht bestellen können.

Als ich im Frühjahr von Prof. Feldt einen Anruf mit der Nachricht erhielt, daß der Fachverband für Strahlenschutz seine Jahrestagung 1979 gemeinsam mit den österreichischen und niederländischen Schwesterorganisationen abhalten wolle, man als Tagungsort das für alle Teilnehmer günstig gelegene Köln ausgewählt habe und ich als ortsansässiges Verbandsmitglied doch, bitteschön, die ehrenvolle Aufgabe des Tagungspräsidenten übernehmen möchte, sagte ich leichtsinnigerweise zu. Schließlich hatte ich einige Erfahrungen bei der Organisation von wissenschaftlichen Tagungen, so daß es sich um ein begrenztes Abenteuer handelte. Die Vorbereitungszeit war knapp, fiel dazu überwiegend in die sommerliche Ferienzeit, die Kontakte mit den beteiligten Strahlenschutzverbänden waren zeitweilig gestört, so daß ich im wesentlichen auf mich selbst gestellt versuchen mußte, das Beste aus der Situation zu machen. Das Ergebnis werden Sie in den nächsten Tagen erleben oder erdulden.

Die endgültige Ausgestaltung des Tagungsprogramms hat eine lange Zeit Sorge gemacht. Bis zu den letzten Tagen gab es Überraschungen durch unerwartete Beitragsmeldungen oder -zurückziehungen. Eine vollständige Behandlung aller Aspekte des Themas "Radioaktive Abfälle" brauchte nicht versucht zu werden. Dies trägt dem Sachverhalt Rechnung, daß hier viele Fachgebiete zusammenstoßen, also eine interdisziplinäre Aufgabenstellung vor-

liegt. Der Strahlenschutz ist zwar ein wichtiger, aber nicht der einzige Gesichtspunkt dabei.

Aus dem Programm entnehmen Sie, daß 2 Sitzungen der Tagung Kontrastprogrammen gewidmet sind:

- Das erste ist ein Versuch zur fachlichen Weiterbildung, das von Herrn Spieß geleitet wird;

- das zweite ist dazu angetan, einen Blick in Nachbargebiete zu werfen. Aktualität war für die Themenauswahl maßgebend: TMI ist sicherlich noch auf viele Monate ein interessanter Stoff, auch für den Strahlenschutz. Die im Zusammenhang mit dem Notfallschutz aufgeworfenen Fragen müssen noch einer überzeugenden Lösung zugeführt werden. Herr Dr. Müller wird darauf eingehen. Das gleiche Interesse finden wahrscheinlichkeitsorientierte Reaktorsicherheitsstudien. Herr Dr. Bayer wird daher das Unfallfolgenmodell der deutschen Risikostudie erläutern.

Ich hoffe aber, daß die Tagung hier in Köln nicht nur Gelegenheit zu ausgiebigen fachlichen Diskussionen bietet, sondern auch der Vertiefung persönlicher Kontakte über die nationalen und fachlichen Grenzen hinweg dient. Köln, seit der Römerzeit Mittelpunkt des Rheinlandes, bietet in historischer und kultureller Hinsicht vieles zum Anschauen und Kennenlernen. Auch außerhalb der Karnevalszeit braucht die Unterhaltung nicht zu kurz zu kommen. Aus diesem Grund hat das Verkehrsamt der Stadt ein "Damenprogramm" zusammengestellt, das ich mit dem Hinweis - teilnehmende Herren würden keineswegs zurückgewiesen - Ihrer Aufmerksamkeit empfehle. Schließlich noch ein Hinweis auf den Empfang am heutigen Abend, der hoffentlich vermehrter Kommunikation unter den Tagungsteilnehmern dient. Dazu sind, ich wiederhole das nochmals, Ihre Damen herzlich eingeladen.

Ich eröffne damit die Tagung "Radioaktive Abfälle" und wünsche, daß wir alle mit ihren Ergebnissen zufrieden sein können.

W. Stöbel

Technischer Überwachungs-Verein Rheinland e.V., Köln

Meine sehr geehrten Damen und Herren,

im Namen der Geschäftsführung des Technischen Überwachungs-Vereins Rheinland begrüße ich Sie herzlich zu Ihrem 7. Regionalkongreß der International Radiation Protection Association in Verbindung mit der 13. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz. Wir freuen uns, daß wir für Ihre Tagung den Rahmen bilden können und wünschen Ihnen und uns, daß Sie sich in den nächsten 4 Tagen in unserem Hause wohl fühlen mögen.

Unter der Thematik "Radioaktive Abfälle" haben Sie ein breites Spektrum von interessanten Vorträgen vorgesehen, das die Abfallbehandlung und Lagerung in den Bereichen der Medizin, der Forschung und der Industrie umfaßt und damit einen umfassenden Überblick über dieses Thema geben wird.

Wenn man das politische Umfeld betrachtet, so erkennt man die derzeit große Unsicherheit hinsichtlich einer zukunftsorientierten sicheren Lösung der Entsorgungsfragen, sei es im Hinblick auf die Lagerung der radioaktiven Abfälle aus der Nuklearmedizin oder die Aufarbeitung und sichere Endlagerung der Abfälle aus Kernkraftwerken. Die notwendigen klaren Entscheidungen stehen hier aus, und Unsicherheiten, die häufig aus Informationsmangel resultieren, werden nicht abgebaut. Es muß deshalb Aufgabe auch der Fachleute sein, sich umfassend zu informieren - über das jeweilige Spezialgebiet hinaus -, um selbst objektiv und sachkundig informieren zu können. Nur so, glaube ich, haben wir eine Chance, Entscheidungen mit einer erheblichen Relevanz für die Zukunft zu beeinflussen oder herbeizuführen.

Unter dieser Zielsetzung ist es den Organisatoren der nun beginnenden Tagung sicherlich gelungen, ein interessantes Programm, einschließlich einem sehr aktuellen Kontrastprogramm mit Bezug auf den TMI-Störfall und die deutsche Risikostudie, zusammenzustellen.

Zu wünschen bleibt, daß neben der Fachinformation auch die Diskussion und das persönliche Gespräch ihren entsprechenden Platz einnehmen. Ich wünsche der Tagung einen vollen Erfolg und die Außenwirkung, die dieses aktuelle Thema auch in der Öffentlichkeit verdient. Nochmals, herzlichen Dank.

H. Sorantin

Österreichischer Verband für Strahlenschutz e.V., Wien

Herr Vorsitzender,
meine sehr verehrten Damen und Herren,

ich freue mich, die Grüße des Österreichischen Verbandes für Strahlenschutz dieser internationalen Veranstaltung, die vom deutsch-schweizerischen Fachverband für Strahlenschutz organisiert und gemeinsam mit den holländischen und österreichischen Schwesterorganisationen durchgeführt wird, überbringen zu dürfen. Sie wissen, daß in unserer Heimat zwar kein Kernkraftwerk in Betrieb gegangen ist, also sich auch nicht Probleme mit der Behandlung und Beseitigung radioaktiver Abfälle aus solchen kerntechnischen Anlagen stellen. Nichtsdestoweniger aber wird in Österreich mit radioaktiven Stoffen in Forschung, Industrie und Medizin gearbeitet. Die dort anfallenden radioaktiven Abfälle aber müssen ordnungsgemäß erfaßt, gelagert, konditioniert und beseitigt werden. Gern haben wir uns deshalb an dieser Tagung beteiligt, um unsere Erfahrungen mit den Ihren zu teilen, Anregungen geben und empfangen zu können.

In diesem Sinne wünschen wir einen guten Verlauf, fruchtbare Diskussionen und angenehme Tage.

Chr. J. Huyskens

Nederlandse Vereniging voor Stralingshygiëne (NVS), Eindhoven

Sehr geehrter Herr Vorsitzender,
sehr geehrte Damen und Herren,
liebe Kolleginnen und Kollegen!

Es ist mir ein Vergnügen, Sie auch im Namen der Nederlandse Vereniging voor Stralingshygiëne (NVS) zum heutigen 7. IRPA-Regionalkongreß und zur 13. FS-Jahrestagung begrüßen zu dürfen.

Sie werden im Verlauf der nächsten Tage intensiv Ihre Erfahrungen über das Thema "Radioaktive Abfälle" untereinander austauschen. Bei der Behandlung der verschiedenen Themen werden Sie ohne Zweifel tiefgehende wissenschaftliche und technische Kenntnisse demonstrieren. Die Entwicklung relevanter technischer Verfahren, der Gesundheitsschutz der daran beteiligten Personen sowie auch der Umweltschutz sind in erheblichem Maße von den Fortschritten abhängig, die Sie während dieser Strahlenschutztagung miteinander erarbeiten können.

Im Augenblick möchte ich jedoch Ihre besondere Aufmerksamkeit auf einen anderen Aspekt des Tagungsthemas lenken. Sie wissen alle, daß der Ausdruck "Radioaktive Abfälle" ein in der Gesellschaft umstrittener Begriff ist. Ohne diese sozialkritische Einstellung zu verurteilen, meine ich, daß das Mißverständnis darüber, was radioaktive Abfälle tatsächlich sind oder sein können, verantwortlich für manche Unruhe in der Bevölkerung ist. Es ist eine Aufgabe für die beteiligten Experten, also auch für Sie, die Mitglieder verschiedener Strahlenschutzverbände, der Bevölkerung zu erklären, was radioaktive Abfälle sind und wie man damit umgeht. Dabei sollte die wissenschaftliche Information auf eine verantwortungsbewußte und dennoch für Laien begreifliche Art verständlich gemacht werden. Ich hoffe, daß Sie außer den technisch-wissenschaftlichen Aspekten der radioaktiven Abfälle auch diesem Gesichtspunkt Ihre Aufmerksamkeit schenken werden.

Ich wünsche Ihnen einen guten und erfolgreichen Verlauf des Kongresses.

BEGRÜSSUNG DER TEILNEHMER

Min.-Dirigent Prof. Dr. G. Hösel

Bundesministerium des Innern, Bonn

Herr Vorsitzender,
meine Damen und Herren!

Im Namen des Bundesministers des Innern begrüße ich Sie herzlichst zum 7. Regionalkongreß der International Radiation Protection Association, der in diesem Jahre in Verbindung mit der 13. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz durchgeführt wird.

Sie haben "Radioaktive Abfälle" als Leitthema dieser Veranstaltung gewählt und damit einen Problemkreis, der seit geraumer Zeit im Brennpunkt des politischen und fachlichen Interesses steht.

Ich glaube, es ist nicht übertrieben, wenn ich sage, daß die Entsorgungsfrage heute zu einem Schlüsselproblem der Kerntechnik, einschließlich der Isotopenanwender in Medizin, Forschung und Industrie geworden ist.

Die Zukunft der Kerntechnik und der Isotopenanwendung ist weitgehend abhängig von der befriedigenden Lösung der auf diesem Gebiet anstehenden Entsorgungsprobleme. Aus der Sicht des Bundesministeriums des Innern, das für Reaktorsicherheit und Strahlenschutz zuständig ist, wird daher dem Verlauf und den Ergebnissen dieses Kongresses besondere Bedeutung beigemessen.

Gestatten Sie mir vor Beginn des fachlichen Teils dieser Veranstaltung auf einige Punkte aus dem Problemkreis Entsorgung hinzuweisen, die mir besonders erörterungsbedürftig erscheinen:

Bei den Diskussionen in der Öffentlichkeit über Entsorgungsfragen standen in den letzten Jahren die sogenannten "Großerzeuger" von radioaktiven Abfällen, beispielsweise Kernkraftwerke, im Vordergrund.

Es ist zwar richtig, daß die Mengen an radioaktiven Stoffen, die jährlich in Technik und Medizin zur Anwendung gelangen, um viele Größenordnungen unter dem Aktivitätsinventar eines einzigen Kernkraftwerkes liegen, die sich daraus ergebende Belastung der Umwelt und des Menschen ist jedoch durchaus ernst zu nehmen. So ergibt sich die erstaunliche Tatsache, daß die "Großerzeuger" von Abfall, d.h. alle Kernkraftwerke in der Bundesrepublik Deutschland, zusammen im Jahre 1977 nur etwa 130 mCi Jod-131 über die Luft und etwa 400 mCi über Abwasser abgegeben

haben. Dies führte zu Aktivitätskonzentrationen am Einleitungsbauwerk von Bruchteilen eines pCi pro Liter im Jahresmittel, dem mehrere hundert bis mehrere tausend pCi pro Liter im Jahresmittel in den Krankenhausabwässern gegenüberstehen.

Hinsichtlich der Bauartzulassung von Vorrichtungen, die radioaktive Stoffe mit verhältnismäßig geringer Aktivität enthalten, ist darauf hinzuweisen, daß hierbei eine gewisse Zurückhaltung geboten ist. Solche Vorrichtungen gelangen nach Ablauf ihrer Verwendungs- bzw. Lebensdauer leicht in den Hausmüll oder Gewerbemüll und tragen damit zu einer nicht mehr zu vernachlässigenden Kontamination unserer Umwelt bei. Der Bundesminister des Innern hat daher die zuständigen Länderbehörden zu einem restriktiven Vorgehen in dieser Hinsicht aufgefordert. Die verbreitete Verwendung von Tritium in sogenannten "Betalights" hat sich deshalb in unserem Land erfreulicherweise nicht durchsetzen können.

Bei Klärung der Frage, welche Abfälle als radioaktive Stoffe im Sinne des Atomgesetzes zu behandeln sind, dürfen Rückstände, die bei der Aufsuchung, Gewinnung, Bearbeitung und Verarbeitung von bestimmten, natürlich radioaktive Stoffe enthaltenen Mineralien anfallen, nicht unberücksichtigt bleiben. Dies gilt nicht nur für den Abfall der Urangruben und Abfallprodukte der uranerzaufarbeitenden Betriebe, deren Tätigkeiten durch das Bergrecht der Länder geregelt sind, sondern auch für Betriebe, die etwa in großem Umfang Phosphaterze und bestimmte Tonerden verarbeiten, deren Gehalt an natürlich radioaktiven Stoffen weit über dem Durchschnitt liegt.

In diesem Zusammenhang sollte es für die Fachleute auch wichtig sein zu prüfen, ob, über die bisherige Ermächtigungsgrundlage des Atomgesetzes hinausgehend, möglicherweise auch Regelungen für die Ableitung von radioaktiven Stoffen aus dem Kohlebergbau und aus Kraftwerksemissionen auf Kohlebasis erforderlich sind.

Die mit der 4. Novelle zum Atomgesetz und der neuen Strahlenschutzverordnung eingeführten strengen Regelungen für die Beseitigung radioaktiver Abfälle haben ein Ansteigen der Abfallmengen bewirkt. Darüber hinaus haben diese Vorschriften - infolge zusätzlicher genehmigungsrechtlicher Erfordernisse - zu einer vorübergehenden Schließung des Salzbergwerkes Asse geführt. Als Folge dieser Situation ist ein Stau von Abfällen in den Landessammelstellen zu verzeichnen. Hier wird eine verstärkte Zusammenarbeit zwischen Bund und Ländern sowie zwischen den Ländern untereinander erforderlich sein, um Engpässe zu überbrücken.

Alle Planungen und Maßnahmen zur schadlosen Beseitigung radioaktiver Abfälle müssen sich insbesondere stützen auf

- die Strahlenschutzgrundsätze, die bei ICRP erarbeitet wurden und in internationales und nationales Strahlenschutzrecht Eingang gefunden haben, sowie auf

- das Verursacherprinzip, das auch in anderen Bereichen, beispielsweise des konventionellen Umweltschutzes, konsequent angewandt wird.

Die Strahlenschutzgrundsätze, die einen optimalen Schutz der Bevölkerung, der beruflich strahlenexponierten Personen und der Umwelt auf diesem Gebiet gewährleisten sollen, lassen sich in drei Forderungen zusammenfassen. Ich darf hierbei auf die Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission verweisen:

- Die Technologie, die zu einer Strahlenexposition des Menschen bzw. zur Erzeugung radioaktiver Abfälle führt, muß gerechtfertigt sein.

- Die Dosisgrenzwerte für Mitglieder der Bevölkerung und für beruflich strahlenexponierte Personen müssen eingehalten werden. In der Bundesrepublik Deutschland befinden wir uns hinsichtlich des Schutzes der Bevölkerung in der günstigen Situation, daß die §§ 44 und 45 StrlSchV bereits die gesamte Immissionsbelastung unter Berücksichtigung sämtlicher Emittenten begrenzen und damit auch Beiträge aus der Beseitigung radioaktiver Abfälle einschließen.

- Auch unterhalb der vorgenannten Dosisgrenzwerte muß die Strahlenexposition der Bevölkerung und beruflich strahlenexponierter Personen so gering wie möglich gehalten werden. Dieses Mindestbelastungsgebot ist als ausgeprägter Vorsorgegrundsatz in § 28 Absatz 1 der Strahlenschutzverordnung rechtlich verankert.

Zur Anwendung des Verursacherprinzips auch bei der Beseitigung radioaktiver Abfälle hat die Bundesregierung einen Gesetzentwurf eingebracht, der Kostenregelungen im Zusammenhang mit der Durchführung des Atomgesetzes vorsieht. In konsequenter Anwendung des Verursacherprinzips ist auch hier eine Abwälzung der gesamten Kosten für die Beseitigung (einschließlich der Errichtung bzw. Erweiterung von Landessammelstellen und Bundesendlagern) auf die Ablieferer der radioaktiven Abfälle vorgesehen.

In Anlehnung an das bereits beim konventionellen Abfall eingeführte und bewährte Verursacherprinzip sollte künftig auch der Vorkonditionierung von radioaktiven Abfällen verstärkte Aufmerksamkeit gewidmet werden, d.h. Vorkonditionierung durch denjenigen, der diese Stoffe, die zu den Abfällen führten, erzeugte oder verwendete. Damit könnte die staatliche Vorsorge nicht unbeträchtlich entlastet werden.

Diese Forderung richtet sich nicht nur an Betreiber von Kernkraftwerken, sondern auch an die Inhaber von Umgangsgenehmigungen nach § 3 Strahlenschutzverordnung.

Krankenhäuser mit nuklearmedizinischen Abteilungen und zahlreiche Industriebetriebe, die radioaktive Stoffe oder solche Stoffe enthaltende Mineralien verwenden oder verarbeiten, müssen veranlaßt werden, selbst mehr für die Konditionierung und geordnete Beseitigung ihrer Abfälle zu tun.

Bestimmte Firmen haben in dieser Hinsicht bereits wertvolle Vorarbeit geleistet, es bleibt jedoch noch viel zu tun. Das gilt insbesondere für

- flüchtige radioaktive Stoffe enthaltende Abfälle,
- sperrige, stark kontaminierte Anlagenteile,
- großvolumige, schwachaktive feste und flüssige Abfälle,
- organische radioaktive Abfälle (Brand- und Explosionsgefahr),
- "biologische" radioaktive Abfälle (Kadaver, Exkremente etc.) (Hygienische Gefahren).

Im Rahmen der Überlegungen für eine zweckmäßige und schadlose Entsorgung wird auch die Anwendung von Radioisotopen daraufhin kritisch überprüft werden müssen, ob bestimmte eingefahrene Technologien zu ändern sind. Dabei ist insbesondere zu prüfen, ob und inwieweit bisher verwendete Radioisotope durch andere mit kürzerer Halbwertszeit bzw. niedrigerer Radiotoxizität ersetzt werden können. Beispielsweise sollte in der Nuklearmedizin bei der Schilddrüsendiagnostik Jod-131 zugunsten weniger toxischer Isotope aufgegeben werden.

Ferner ist darauf hinzuweisen, daß künftig ein verbesserter Überblick über Art und Menge der anfallenden radioaktiven Abfälle und über den Verbleib dieser Abfälle geschaffen werden muß. Die Einrichtung von katastermäßigen Erfassungen kann hier zu einer wesentlich verbesserten und vereinfachten staatlichen Aufsicht führen. Bund und Länder arbeiten bereits im Zusammenhang mit der Durchführung von § 45 StrlSchV an der Einrichtung von Emissionskatastern zur Erfassung der radioaktiven Vorbelastung. Eine in Rheinland-Pfalz durchgeführte Pilotstudie für das Mosel-Nahe-Gebiet erscheint beispielhaft für die Einrichtung derartiger bundeseinheitlicher Kataster.

Bei der Verfolgung von Alternativlösungen eines integrierten Entsorgungskonzeptes muß schließlich auch den Standortfragen für Lagerung, Aufarbeitung und Endlagerung radioaktiver Abfälle besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden. Dabei darf nicht übersehen werden, daß jede Erhöhung des Transportaufkommens auch mit zusätzlichen Transportrisiken verbunden ist.

Bedauerlicherweise ist es bisher nicht in dem erforderlichen Maß gelungen, die wissenschaftlich-technischen Hintergründe sowie die bisher erreichte Sicherheit und den erreichten Strahlenschutz bei der Beseitigung radioaktiver Abfälle so zu verdeutlichen, daß der Bürger die in Aussicht genommenen Maßnahmen und Entscheidungen der zuständigen Behörden hinreichend beurteilen und akzeptieren kann. Widersprüchliche und bisweilen emotionsgeladene Darstellungen in den Medien tragen darüber hinaus noch zur Verunsicherung der Bevölkerung bei.

Eine wesentliche Ursache dafür, daß heute ein Teil der Bevölkerung der friedlichen Nutzung der Kernenergie in ihren verschiedenen Formen skeptisch gegenübersteht, ist zweifellos darin zu suchen, daß es den Wissenschaftlern dieses Fachgebietes nicht gelungen ist, ihre Arbeitsergebnisse und Zielsetzungen der breiten Öffentlichkeit ausreichend verständlich zu machen.

Wer wäre wohl berufener, den Stand von Wissenschaft und Technik auf diesen Gebieten der Öffentlichkeit gegenüber zu interpretieren, als die Fachwissenschaftler dieser Arbeitsgebiete selbst? Für die Öffentlichkeit muß dies allerdings in einer Sprache geschehen, die ausreichend verständlich ist. Dies muß besonders dann gelten, wenn der Staat zur Durchführung dieser wissenschaftlichen Aufgaben erhebliche finanzielle Mittel zur Verfügung stellt.

Ich meine, daß die weitere Entwicklung auf diesen Gebieten der Wissenschaft wesentlich davon beeinflußt werden wird, ob und inwieweit es gelingt, diesen Forderungen zu entsprechen.

Ich hoffe, daß die Ergebnisse dieser Tagung dazu beitragen, den Wissensstand zum Leitthema wesentlich zu erweitern. Zugleich hoffe ich, daß die Veranstaltung einen Baustein zum besseren Verständnis zwischen Fachwissenschaft und Öffentlichkeit beiträgt.

In diesem Sinne wünsche ich der Tagung einen guten Verlauf.

FACHVORTRÄGE

1. Sitzung

Einführung

Definitionen, Kriterien,
Regeln und Richtlinien

DIE BESEITIGUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE - EIN ÜBERBLICK

H.-Ch. Breest

Bundesministerium des Innern, Bonn

Kurzfassung

In einer Übersicht werden die einschlägigen begrifflichen Bestimmungen und Vorschriften dargestellt. Anschließend wird gezeigt, daß eine Einteilung der radioaktiven Abfälle nach Erzeugergruppen zweckmäßig ist und bei der Abfallklassifizierung zwischen Rohabfällen und endkonditionierten Abfallprodukten unterschieden werden muß. Die folgenden Ausführungen zur Sicherheit und zum Strahlenschutz verdeutlichen, daß nach heutigem Stand von Wissenschaft und Technik eine gefahrlose Beseitigung der radioaktiven Abfälle durch Endlagerung möglich ist. Mit einer Darstellung zur Organisation der geordneten Beseitigung radioaktiver Abfälle und einem Abriß der international abgestimmten Bemühungen wird der Überblick abgerundet.

Abstract

An overview on related definitions and regulations is presented. Furthermore it is shown that it would be appropriate to use different waste categories from a origin point of view and to distinguish between rough waste material and finally conditioned waste products. Nuclear safety and radiation protection considerations result in stating that on the basis of current knowledge on science and technology it is possible to dispose of radioactive wastes safely and reliably. Finally there is given on overview on organizational measures and internationally coordinated programs in the field of radioactive waste management.

Einleitung

Die diesjährige Veranstaltung, die gemeinsam als 7. IRPA-Regionalkongreß und 13. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz (FS) durchgeführt wird, ist dem Thema "Strahlenschutz und radiologischer Umweltschutz bei der Beseitigung radioaktiver Abfälle" gewidmet und soll folgende Themenbereiche behandeln:

- Allgemeines (rechtliche Aspekte, Definitionen, ...)
- Radioaktive Abfälle beim Umgang mit radioaktiven Stoffen (Beispiele aus Medizin, Forschung, Technik: Art, Menge, Eigenschaften und Konditionierungsverfahren; Strahlenschutz des Betriebspersonals)

- Beseitigung radioaktiver Abfälle (Strahlenschutz der Bevölkerung und radiologischer Umweltschutz).

Im Vordergrund werden demnach voraussichtlich Fragen im Zusammenhang mit der Beseitigung radioaktiver Abfälle aus der medizinisch-pharmazeutischen sowie der prüftechnischen und industriellen Isotopenanwendung stehen. Eine eingehende Behandlung dieses Problems ist sicherlich nützlich und gerechtfertigt. Es erscheint jedoch zweckmäßig und angebracht, diesen - zweifellos wichtigen, aber keineswegs allumfassenden, ja nicht einmal beherrschenden - Teilaspekt der Beseitigung radioaktiver Abfälle von der Bedeutung her richtig einzuordnen und zu beurteilen; dies um so mehr, als "radioaktive Abfälle" und deren "Beseitigung" in der Öffentlichkeit heutzutage Reizworte sind.

Detailfragen werden in den Einzelvorträgen und vor allem in den Fachdiskussionen eingehend behandelt. Ich möchte deshalb versuchen - sozusagen einleitend für diese Fachtagung -, einen Überblick zur Gesamtthematik der Beseitigung radioaktiver Abfälle zu geben. Auf folgende Aspekte möchte ich dabei eingehen:

- Begriffliche Bestimmungen und Vorschriften
- Abfallarten und Erzeugergruppen
- Klassifizierung radioaktiver Abfälle
- Sicherheit und Strahlenschutz
- Organisation der geordneten Beseitigung
- Internationale Situation

Literaturangaben und ein Anhang mit auszugsweiser Wiedergabe einschlägiger Vorschriften aus dem Atomgesetz und der Strahlenschutzverordnung sollen die Übersicht abrunden.

Begriffliche Bestimmungen und Vorschriften

Nach dem deutschen Atomrecht (insbesondere Atomgesetz [AtG] und Strahlenschutzverordnung [StrlSchV]) ist die "Beseitigung radioaktiver Abfälle" ein spezifischer "Umgang mit radioaktiven Stoffen" (§ 11 Abs. 1 Nr. 1 AtG und § 1 Abs. 1 Nr. 1 StrlSchV) nach Maßgabe folgender Spezialvorschriften:

a) Radioaktive Abfälle sind nur diejenigen radioaktiven Reststoffe und aus- bzw. abgebauten radioaktiven Anlagenteile, die zu wirtschaftlich vertretbaren Bedingungen nicht schadlos verwertet werden können und deshalb geordnet und somit kontrolliert beseitigt werden müssen (§ 9a Abs. 1 AtG und Anlage I zu § 2 StrlSchV).

b) Bei radioaktiven Abfällen wird nicht mehr - wie bei radioaktiven Stoffen (§ 2 Abs. 1 AtG) - zwischen spaltbaren (Kernbrennstoffen) und sonstigen radioaktiven Stoffen unterschieden; d.h., für radioaktive Abfälle aus der Verwendung von Kernbrennstoffen (Kerntechnik) und aus dem Umgang mit sonstigen radioaktiven Stoffen (Isotopenanwendung) gelten im Grundsatz die gleichen Beseitigungsvorschriften.

c) Eine "Beseitigungsfreigrenze" gibt es nur für radioaktive Abfälle aus einem genehmigungs- und anzeigefreien Umgang mit radioaktiven Stoffen (§ 4 Abs. 4 Nr. 2e StrlSchV), nicht jedoch für radioaktive Abfälle, die beim genehmigungs- oder anzeigepflichtigen Umgang mit radioaktiven Stoffen - seien es Kernbrennstoffe oder sonstige radioaktive Stoffe - entstehen.

d) Die geordnete Beseitigung radioaktiver Abfälle erfordert ein Bündel von zwischen - in der Regel privaten - Abfallerzeugern und staatlichen Stellen abgestimmten Maßnahmen (§ 9a Abs. 2 und 3 sowie § 12 Abs. 1 Nr. 8 und 9 AtG):

- Gezielte Konditionierung
- Zwischenlagerung - z.B. in sogenannten Landesammelstellen
- Sicherstellung und Endlagerung durch die im Auftrag des Bundes handelnde Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) (§ 23 Abs. 1 Nr. 2 AtG)

e) Daneben besteht auch noch die Möglichkeit, radioaktive Abfälle mit entsprechender behördlicher Genehmigung abweichend von der unter d) aufgezeigten Normregelung kontrolliert zu beseitigen (§ 9a Abs. 2 Satz 2 AtG); z.B. im Rahmen von Versuchen wie früher in der ASSE. Ebenso kann behördlich zugelassen werden, radioaktive Abfälle aus einem genehmigungs- oder anzeigepflichtigen Umgang dennoch wie gewöhnliche, d.h. wie nicht mehr im Sinne des Atomrechts radioaktive Abfälle zu beseitigen, wenn es sich um ungefährliche Aktivitäten handelt (§ 2 Abs. 2 AtG); zur Beurteilung der "Ungefährlichkeit" könnte z.B. die "Beseitigungsfreigrenzenregelung" des § 4 Abs. 4 Nr. 2e StrlSchV herangezogen werden.

Als zentrales Anliegen der begrifflichen Bestimmungen und Vorschriften zur Beseitigung radioaktiver Abfälle kann deshalb festgehalten werden:

▶ Keinerlei unkontrollierte Beseitigung radioaktiver Abfälle aus einem genehmigungs- oder anzeigepflichtigen Umgang mit radioaktiven Stoffen.

Abfallarten und Erzeugergruppen

Die für eine Langzeitsicherheit erforderlichen Maßnahmen werden wesentlich bestimmt von der Nuklidzusammensetzung der radioaktiven Abfälle; und d.h. letztlich von ihrer Herkunft.

In Anlehnung an die Ergebnisse einer systemanalytischen Studie /1/ erweist es sich als zweckmäßig, folgende Abfallarten und Erzeugergruppen zu unterscheiden (Tab. 1):

Erzeugergruppen / Abfallarten	KERNTECHNIK				kern-techn. Großfor-schungs-zentren	ISOTOPENANWENDUNG			
	KKW	WA-Anlagen	sonstige Kern-brennst.-Kreis-Anl.	Entwick.-Zentren d. Kernt. Industrie		F+E (Univ. usw)	Medizin Phar-mazie	Meß- u. Prüf-technik	Industrie
kernbrennstoffhaltig (z.B. U und Pu)			X	X	X	X			
kernbrennstoffkontaminiertes β,γ-Gemisch		X		X	X				
kernbrennstofffreies β,γ-Gemisch	X			X	X	X			
ggf. verunreinigte Tritiumabfälle	X	X		X	X	X			
Einzelisotope (hierbei sehr breites Spektrum)					X	X	X	X	X

Tab. 1: Abfallarten und Erzeugergruppen

Diese Übersicht läßt jedoch noch nicht erkennen, daß

- in der Kerntechnik insgesamt nur wenige Abfallarten, dafür aber meist in jeweils großen Mengen und zum Teil mit großen Aktivitätsfrachten,

- bei der Isotopenanwendung dagegen eine Vielzahl unterschiedlichster Abfallarten, in der Regel aber jeweils in kleinen Mengen und mit nur geringen Reststrahlungen einzelner Isotopen,

entstehen.

Um eine Vorstellung von der Größenordnung des Abfallaufkommens zu vermitteln, sei das Ergebnis einer Umfrage nach dem 1979 erwarteten Anfall schwachaktiver Abfälle angegeben (Tab. 2). Danach entfallen derzeit weniger als 25 % der Abfallgebinde bzw. weniger als 15 % des Abfallvolumens auf die Isotopenanwendung. Mit zunehmendem Kernkraftwerkseinsatz und vor allem mit Beginn einer großtechnischen Wiederaufarbeitung wird dieser Anteil künftig noch kleiner sein. Aber:

Herkunft	Fässer [1]	VBA [2]			Summe
	200 l	200 l	400 l	Summe	
	1	2	3	2+3	1+2+3
§ 7 AtG	42 %	11 %	11 %	22 %	64 %
§ 9 AtG [3]	10 %	4 %	< 1 %	4 %	14 %
§ 3 StrlSchV	22 %	-	-	-	22 %
Stück/a [4]	74 %	15 %	11 %	26 %	100 % [4]
§ 7 AtG	24 %	24 %	24 %	48 %	72 %
§ 9 AtG [3]	6 %	7 %	1 %	8 %	14 %
§ 3 StrlSchV	14 %	-	-	-	14 %
m^3/a [5]	44 %	31 %	25 %	56 %	100 % [5]

1) Zur rückholbaren Zwischenlagerung ist Einsetzen in ein 350-l-Faß (Overpack) erforderlich.
2) eingesetzt in verlorene Betonabschirmungen (VBA) von ca. 1,3 m^3
3) fast ausschließlich aus dem Kernforschungszentrum Karlsruhe
4) 100 % entsprechen ca. 22 500 Abfallgebinden
5) 100 % entsprechen ca. 13 200 m^3

Auswertung einer Umfrage bei den Länderbehörden, 9/79

Tab. 2: Verteilung der 1979 erwarteten schwachaktiven Abfallprodukte

Gerade die Tatsache, eine Vielzahl kleiner Abfallmengen unterschiedlichster Zusammensetzung zuverlässig beseitigen zu müssen, rechtfertigt es, diesem Thema eine Fachtagung zu widmen.

Klassifizierung radioaktiver Abfälle

Für die unmittelbare Handhabung der Abfälle sind aber weniger ihre Nuklidzusammensetzung, sondern in erster Linie ihre physikalisch-chemischen und radiologischen Eigenschaften maßgeblich. Bisher fehlt allerdings eine international verbindliche Normierung.

Die Internationale Atomenergie-Agentur (IAEA) hat lediglich einen orientierenden Vorschlag zur Klassifizierung der Rohabfälle erarbeitet /2/. Doch auch jener Vorschlag macht deutlich, daß nicht einmal innerhalb eines Landes immer einheitliche Maßstäbe gelten; es zeigt sich vielmehr die praxisbezogene Tendenz, die Rohabfallklassifizierung an den jeweils lokal verfügbaren Handhabungstechnologien auszurichten.

Dennoch erscheint es wünschenswert, hier - zumindest innerhalb eines Landes übergreifend - zu einer gewissen einheitlichen Rohabfallklassifizierung zu gelangen. Unter Berücksichtigung der von der IAEA empfohlenen Orientierungsdaten /2/ wurde deshalb in der oben schon erwähnten Systemstudie /1/ folgender Vorschlag formuliert (Tab. 3):

physik.-chem. Eigenschaften	radiologische Eigenschaften		
gasförmige Rohabfälle	< 10^{-10} Ci/m³	10^{-10}–10^{-6} Ci/m³	> 10^{-6} Ci/m³
flüssige Rohabfälle nicht brennbar brennbar	< 1 Ci/m³	1 - 10^{3} Ci/m³	> 10^{3} Ci/m³
feste Rohabfälle nicht brennbar brennbar	< 0,2 rem/h	0,2 - 2 rem/h	> 2 rem/h
gärfähige Rohabfälle	an der Oberfläche		

Tab. 3: Vorschlag zur Klassifizierung der radioaktiven Rohabfälle

Eine vollständige, systematische Rohabfallerfassung sollte neben dieser Klassifizierung auch noch die beherrschende Nuklidzusammensetzung (Abfallart) und Herkunft dokumentieren. Nach der Endkonditionierung liegen - von einigen speziellen Ausnahmen wie z.B. Tritiumwässer oder in Druckstahlflaschen abgefülltes Krypton abgesehen - ausschließlich feste bzw. verfestigte Abfallprodukte vor. Eine sinnvolle Klassifizierung der endkon-

ditionierten Abfallprodukte muß deshalb anders aussehen als für Rohabfälle.

In der Praxis hat sich eine Unterscheidung nach dem erforderlichen Aufwand zur gefahrlosen Handhabung entwickelt; auch hier mit einer gewissen Willkür und ohne internationale Normierung. In Anlehnung an die internationalen Transportvorschriften /3/, die unterhalb einer Oberflächendosisleistung von 200 mrem/h keine besondere Abschirmung vorsehen und andererseits für besonders strahlenintensive Transportgüter sogenannte Typ-B-Behälter vorschreiben, wurde in der bereits mehrfach erwähnten Systemstudie /1/ folgende Einteilung für die endkonditionierten Abfallprodukte vorgeschlagen:

- schwachaktiv (LAW = low activity waste)

  ≤ 200 mrem/h an der verpackten Oberfläche oder
  ≤ 10 mrem/h in 1 m Abstand von der Oberfläche
  Keine zusätzliche Abschirmung erforderlich.

- mittelaktiv (MAW = medium activity waste)

  > 200 mrem/h an der verpackten Oberfläche oder
  > 10 mrem/h in 1 m Abstand von der Oberfläche
  Zusätzliche Abschirmung zur Handhabung, aber noch keine maßgeblichen Kühlvorkehrungen erforderlich.

- hochaktiv (HAW = high activity waste)

  verfestigte Spaltproduktkonzentrate aus der Aufarbeitung abgebrannten Kernbrennstoffs - ggf. unaufgearbeitete, abgebrannte Brennelemente: Schwere Abschirmung zur Handhabung und maßgebliche Kühlvorkehrungen erforderlich.

Hinsichtlich der erforderlichen Langzeitsicherheit spielt auch die Halbwertszeit der radioaktiven Abfallprodukte eine Rolle. Eine von der IAEA eingesetzte Beratergruppe hat deshalb vorgeschlagen /4/, folgende Einteilung zugrunde zu legen (Tab. 4):

Klasse	Bezeichnung	Bemerkungen
I	HAW-langlebig	langlebig bedeutet dabei mehr oder weniger stark α-bzw kernbrennstoffhaltig
II	MAW-langlebig	
III	LAW-langlebig	
IV	MAW-kurzlebig	kurzlebig bedeutet dabei nur schwach oder in Spuren α-bzw kernbrennstoffkontaminiert
V	LAW-kurzlebig	

Tab. 4: Vorschlag zur Klassifizierung der endkonditionierten Abfallprodukte

An dieser Stelle möchte ich besonders darauf hinweisen, daß es falsch wäre - auch wenn diese Meinung oft zu hören ist -, die radioaktiven Abfälle aus der Kerntechnik generell als mittel- bis hochaktiv, diejenigen aus der Isotopenanwendung andererseits allgemein als schwachaktiv zu bezeichnen.

Es sei nochmals unterstrichen:

► Bei der Abfallklassifizierung muß zwischen Rohabfällen und endkonditionierten Abfallprodukten unterschieden werden. Bei letzteren sind der Handhabungsaufwand zur Abschirmung und ggf. zur Kühlung sowie die Halbwertszeit maßgeblich. Eine international verbindliche Normierung gibt es bisher nicht.

Sicherheit und Strahlenschutz

Sinn und Zweck aller Maßnahmen zur Beseitigung radioaktiver Abfälle ist es, im Biozyklus das Auftreten unzulässiger Aktivitätskonzentrationen aus dem Abfall zu verhindern. Dieses Ziel kann im Prinzip auf zweierlei Weise erreicht werden, nämlich

- durch Verdünnung auf zulässige Aktivitätskonzentrationen (ein Sonderfall hierzu wäre ein entsprechendes Abklingenlassen) mit anschließender Ableitung (Freisetzung) in Luft bzw. Wasser oder

- durch Konzentration, Konditionierung (und in der Regel Kapselung) und Isolation durch Zwischen- und Endlagerung.

Die erstgenannte Methode kommt allenfalls für kleine Mengen und geringe Aktivitäten in Frage. Für die Mehrzahl der radioaktiven Abfälle findet der 2. Weg Anwendung; nur dieser soll hier betrachtet werden.

Die erforderliche Isolierung der radioaktiven Abfälle gegenüber dem Biozyklus wird durch ein System natürlicher und künstlicher, d.h. technischer Barrieren erreicht, die aufeinander abgestimmt werden müssen und können. Dazu zählen insbesondere als technische Barrieren die Abfallform (Aggregatzustand, Auslaug- und Strahlenbeständigkeit, Aktivitätskonzentration, Verpackung) und Auslegung des Endlagers sowie als natürliche Barrieren die Eigenschaften des Standorts (Endlagerformation, Deckgebirge, Hydrogeologie, Klimatologie). Aus der Fülle variabler Parameter - vor allem bei den technischen Barrieren - wird es stets Möglichkeiten geben, die optimale Anpassung von Abfall und sorgfältig ausgewähltem Standort zu erreichen.

Die bereits erwähnte IAEA-Expertengruppe hat die gegenseitige Beeinflussung bzw. Abhängigkeit von Abfall und Endlagerungsmethode untersucht /4/; ihr Ergebnis läßt sich - etwas vereinfacht - anschaulich als Übersicht für Möglichkeiten zur Endlagerung radioaktiver Abfälle darstellen (Tab. 5):

<table>
<tr><th colspan="2">Endlagerungsmethode</th><th>HAW-langlebig</th><th>LAW/MAW-langle.</th><th>LAW/MAW-kurzlebig</th></tr>
<tr><td rowspan="2">tiefe kontinentale Formationen</td><td>trocken</td><td>fest bzw. verfesti. immobilisiert i. Behältern, m. Abstand</td><td>fest bzw. verfestigt immobilisiert</td><td rowspan="2">nicht gerechtfertigter Aufwand</td></tr>
<tr><td>feucht</td><td>wie oben zusätzliche Barrieren</td><td>wie oben zusätzlich in Behältern</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Hohlräume in unterschiedlichen Tiefen (z. B. Kavernen)</td><td>trocken</td><td rowspan="4">nicht empfohlen</td><td rowspan="2">u. U. möglich</td><td>fest bzw. verfestigt</td></tr>
<tr><td>feucht[1]</td><td>fest bzw. verfestigt immobilisiert in Behältern</td></tr>
<tr><td rowspan="2">oberflächennahes Vergraben</td><td>trocken</td><td>wie oben</td></tr>
<tr><td>feucht[2]</td><td>wie oben zusätzliche Barrieren</td></tr>
<tr><td colspan="2">Verpressen, ggf. mit anschließender Selbstverfestigung ("in-situ")</td><td>m. geeigneten Technologien u.U. mögl.</td></tr>
</table>

[1] begrenzte Verbindung zum Oberflächenwasser
[2] sehr kleiner Grundwasserstrom

Tab. 5: Möglichkeiten zur Endlagerung radioaktiver Abfälle an Land

Aus dieser tabellarischen Übersicht wird erkennbar, daß die in der Bundesrepublik Deutschland gewählte Konzeption - Endlagerung fester bzw. verfestigter, auslaugbeständiger und gekapselter Abfallprodukte in trockenen, tiefen geologischen Formationen und gegebenenfalls Verpressen tritiumhaltiger Wässer in großen Tiefen - als besonders sicher angesehen werden darf. So ist z.B. auch für die Kernkraftwerk-Betriebsabfälle, die als LAW/MAW-kurzlebig einzustufen sind, eine besondere Konditionierung, Verpackung und Endlagerung in trockenen, tiefen geologischen Formationen (nach Tab. 5 "nicht gerechtfertigter Aufwand") vorgesehen.

Eine abschließende, quantitative Aussage über die Sicherheit eines Endlagers wird jedoch erst unter Berücksichtigung der standortspezifischen Daten möglich sein; dies wird auch von der IAEA festgestellt /5/.

Nach derzeitigem Kenntnisstand kann jedoch schon heute festgestellt werden /6,7,8,9,10,11,12/:

▶ Die Beseitigung radioaktiver Abfälle ist technisch und sicherheitstechnisch möglich; es stehen aufeinander anpaßbare Konditionierungsverfahren und Endlagerungsmethoden zur Verfügung.

Unter der Überschrift "Sicherheit und Strahlenschutz" soll noch kurz auf den Zeithorizont und die Art des zu beherrschenden Gefährdungspotentials radioaktiver Abfälle eingegangen werden.

Dazu muß zunächst festgestellt werden, daß nicht die Aktivität - gegen die jede erforderliche Abschirmung möglich ist -, sondern die Gefahr, daß radioaktive Stoffe aus dem Abfall und die Atemluft, die Nahrung oder das Trinkwasser oder durch Hautkontakt bei Verletzung in den Körper gelangen könnten, maßgeblich ist. Dies bedeutet sehr unterschiedliche Gefahrenmomente für die einzelnen Schritte der Abfallbeseitigung:

- Während der Konditionierung sind im Falle von Betriebsstörungen alle Inkorporationsmöglichkeiten (Atemluft, Nahrung bzw. Trinkwasser, Hautkontakt) zu bedenken; Betriebspersonal und bei Kontamination von Luft oder Wasser auch Teile der Bevölkerung können betroffen werden.

- Bei der Lagerung - insbesondere bei der Endlagerung - der konditionierten Abfallprodukte muß zwischen der Betriebsphase einerseits und im Falle der Endlagerung dann noch zwischen der mittel- und langfristigen Nachbetriebszeit unterschieden werden.

- Während der Betriebsphase wären störfallbedingte, lokale Aktivitätsfreisetzungen denkbar, von denen das Betriebspersonal betroffen werden könnte.

- In der Nachbetriebsphase, d.h. nach ordnungsgemäßem Verfüllen und Versiegeln eines Endlagers, bleibt als einzige Möglichkeit für die Rückkehr radioaktiver Bestandteile aus den endgelagerten Abfällen in den Biozyklus der sogenannte Was-

serpfad. Dies würde allerdings das Versagen der im Normalfall äußerst wirksamen Barrieren voraussetzen. Auf Grund der hohen Auslaugresistenz der Abfallprodukte, der wirksamen Resorption im Deckgebirge und der räumlichen Ausbreitung würden sich selbst im Falle eines durchgängigen Wasserkontakts zwischen Abfall und Grundwasser in jedem Fall erhebliche Verzögerungen (mit weiterer Abklingung) und Verdünnung ergeben, so daß zu keiner Zeit und an keinem Ort eine unzulässige Aktivitätskonzentration zu befürchten wäre.

Das Gefährdungspotential der "heißesten" Abfälle - der hochaktiven Wiederaufarbeitungsabfälle - wird mittelfristig, d.h. für ca. 500 Jahre von den Spaltprodukten Sr-90 und Cs-137 beherrscht, danach überwiegen die Aktiniden - insbesondere Cm und Am, sehr viel später Np. Langfristig wären diese Abfälle deshalb mit natürlichen Uranlagerstätten zu vergleichen. Dabei zeigt sich, daß das Gefährdungspotential durchschnittlicher Uranerze (ca. 0,2 % Urangehalt) nach weniger als 10 000 Jahren deutlich größer ist als das eines gleichgroßen Endlagers /13/. Hierbei wurde noch nicht einmal berücksichtigt, daß Uranerz - im Gegensatz zum konditionierten und tief unterhalb des Nutzwasserspiegels isoliert eingelagerten Abfall - oberflächennah und somit "im Grundwasser" liegt.

► Ohne hier quantitative Aussagen zu machen, bleibt deshalb festzustellen, daß durch geordnet beseitigte radioaktive Abfälle keinerlei nennenswertes Sicherheits- oder Strahlenschutzrisiko besteht. Deshalb sind auch keine Wartungs- und Überwachungsmaßnahmen für ein versiegeltes Endlager notwendig. Eine "Hypothek" für spätere Generationen ist somit durch die Endlagerung radioaktiver Abfälle nicht gegeben.

Organisation der geordneten Beseitigung

Ein Funktionieren der geordneten Beseitigung radioaktiver Abfälle bedingt entsprechende organisatorische Voraussetzungen. Diese sind in der Bundesrepublik Deutschland durch atomrechtliche Bestimmungen vorgezeichnet, und für die künftige Praxis liegen umfangreiche Erfahrungen im technischen Maßstab vor. Die Konzeption sieht folgendes vor:

- Im Bereich der privatwirtschaftlichen Kerntechnik nach dem Verursacherprinzip eigenverantwortliche Abfallkonditionierung durch die Betreiber (bzw. in deren Auftrag) zu endlagerfähigen Abfallprodukten (§ 47 StrlSchV; Annahmebedingungen der Landessammelstellen und der ASSE).

- Zwischenlagerung der konditionierten Abfallprodukte - am Anfallort, in Landessammelstellen oder anderweitig -; die Landessammelstellen sorgen vielfach auch für die Endkonditionierung der Isotopenabfälle oder lassen diese - z.B. in den Großforschungszentren - durchführen.

- Der Bund richtet durch die PTB Sicherstellungs- und Endlager für endkonditionierte Abfallprodukte ein und wird sich dazu eines "Dritten" bedienen. Kürzlich wurde als gemeinsame Tochterfirma dreier Bundesgesellschaften die Deutsche Gesellschaft für den Bau und Betrieb von Endlagern für radioaktive Abfälle (DBE) gegründet.

- Für Gorleben war bereits im Juli 1977 ein Planfeststellungsantrag zur Einrichtung eines Bundesendlagers gestellt worden. Ein entsprechender Antrag für ein Endlager in der ASSE wurde Ende August 1979 eingereicht.

- Ein weiteres Projekt - die Erzgrube KONRAD bei Salzgitter - wird in Abstimmung mit der niedersächsischen Bergbehörde und mit Wissen der Landesregierung geprüft; hier haben sich aber unterdessen trotz zu erwartender fachlicher Eignung politische Widerstände der niedersächsischen Landesregierung ergeben.

- Bis zur Verfügung einer Endlagermöglichkeit ist einvernehmlich mit der niedersächsischen Landesregierung vorgesehen, schwachaktive bzw. in verlorene Betonabschirmung verpackte radioaktive Abfälle in der ASSE rückholbar zwischenzulagern. Die Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, die auch für die Forschungs- und Entwicklungsarbeiten in der ASSE verantwortlich ist, hat Ende April 1979 einen diesbezüglichen Genehmigungsantrag gestellt. Eine Entscheidung über diesen Antrag wird für Anfang 1980 erwartet.

In der Abbildung 1 ist die Organisation der geordneten Beseitigung radioaktiver Abfälle in einer schematischen Übersicht dargestellt.

Nach heutigem Kenntnisstand ist nicht auszuschließen, daß in der ASSE ab 1980 radioaktive Abfälle in rückholbarer Form eingelagert werden können. Zur Zeit werden dafür noch vorhandene Kammern vorbereitet, in denen der Anfall etwa einer Jahresproduktion radioaktiver Abfälle untergebracht werden kann. Über die Bereitstellung weiterer, neu aufzufahrender Kammern laufen derzeit noch Abstimmungsgespräche mit der Bergbehörde. Bis zu ihrer Verfügbarkeit wird 1981 erneut eine etwa einjährige Einlagerungsunterbrechung notwendig.

Insgesamt ergibt sich somit die Notwendigkeit, Zwischenlagerkapazität für etwa 2 bis 3 Jahresproduktionen außerhalb der ASSE verfügbar zu haben. Dies scheint möglich zu sein; insbesondere dann, wenn die geplanten, beantragten und z.T. auch schon genehmigten Erweiterungen der Lagerkapazitäten bei den Abfallprodukten und bei den Landessammelstellen termingerecht realisiert werden. Die Situation dürfte sich mittelfristig auch noch dadurch entspannen, daß durch Einsatz verbesserter Konditionierungsverfahren der Mengeanfall endkonditionierter Abfallprodukte merklich verringert würde.

Zusammenfassend kann deshalb festgestellt werden:

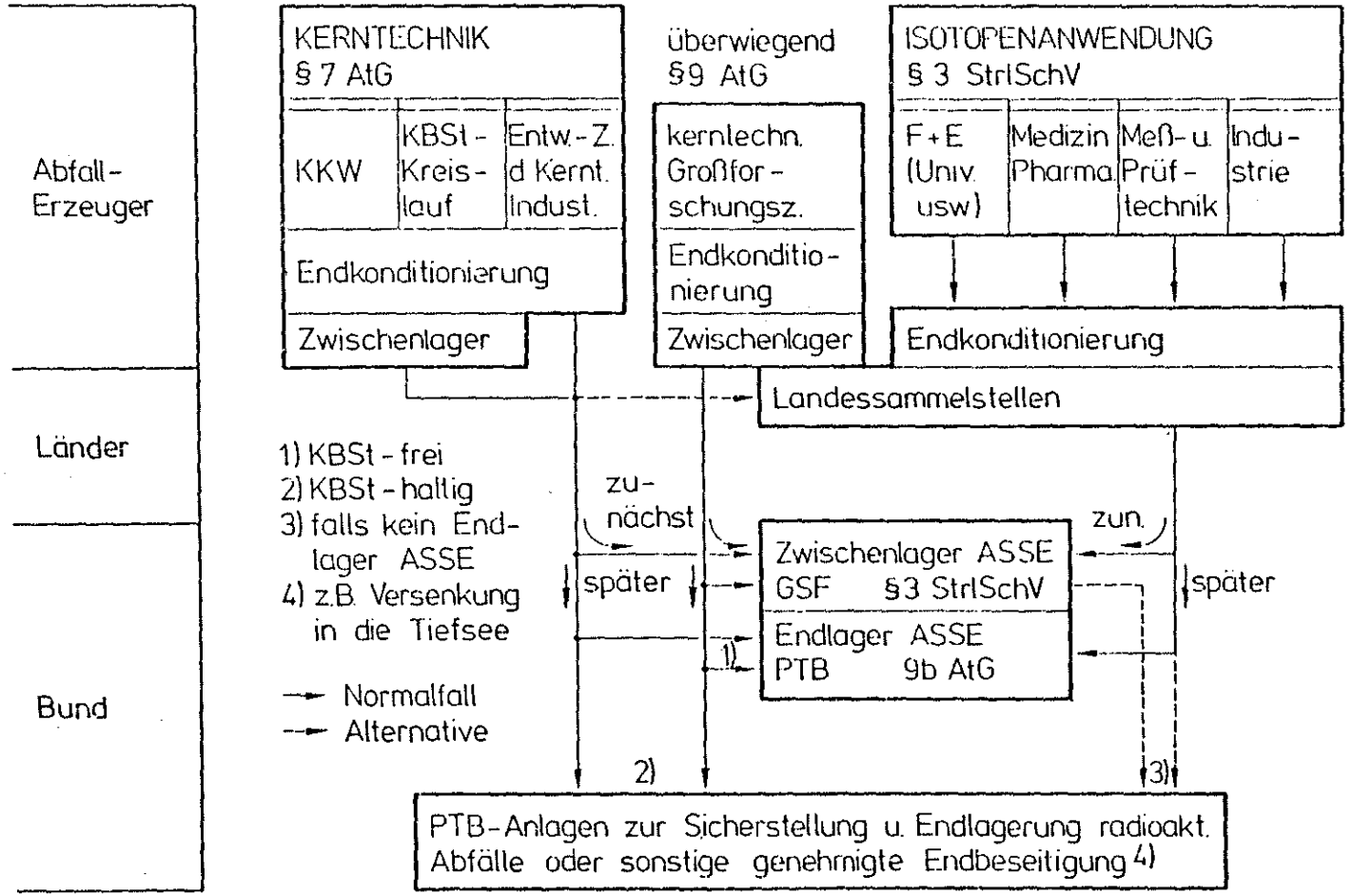


Abb. 1: Schematische Übersicht zur Organisation der geordneten Beseitigung radioaktiver Abfälle

Trotz der vorübergehenden Unterbrechung der Einlagerung radioaktiver Abfälle in die ASSE sind keine unüberwindbaren Abfall-Entsorgungsprobleme zu erwarten. Durch die Erweiterung der Zwischenlagerkapazitäten bei den Abfallproduzenten und bei den Landessammelstellen, nach Genehmigung der rückholbaren Zwischenlagerung in der ASSE und Planfeststellung für Endlager in ASSE und GORLEBEN wird auch künftig eine geordnete Beseitigung radioaktiver Abfälle gewährleistet sein. Die Verwirklichung des Projekts KONRAD könnte entscheidend zur wünschenswerten Entspannung beitragen.

Internationale Situation

Die Zeitspanne, über die Staatsgrenzen unverändert bleiben, ist nach den Erfahrungen aus der Geschichte kürzer als die Dauer des Gefährdungspotentials radioaktiver Abfälle. Und die Ausbreitung gegebenenfalls aus einem Endlager freigesetzter Radionuklide durch das Deckgebirge in die Biosphäre kennt keine politischen Grenzen. Im Falle der Versenkung werden die radioaktiven Abfälle ins internationale Meer eingebracht.

Aus alledem wird deutlich, daß gerade bei der Beseitigung radioaktiver Abfälle eine internationale Zusammenarbeit und gegenseitige Abstimmung nicht nur wünschenswert, sondern sogar unerläßlich ist. Die Bereitschaft und die Voraussetzungen dazu sind auch vorhanden, weil ganz besonders hierbei die langfristige Sicherheit absoluten Vorrang vor kurzfristigen kommerziellen Überlegungen hat. Mit der Beseitigung radioaktiver Abfälle kann und soll kein "großes Geld" verdient werden; nach dem Verursacherprinzip muß die sicherheitsbezogene öffentliche Dienstleistung bezahlt werden.

Bemühungen um technisch optimale und international harmonisierte Lösungen zur Beseitigung radioaktiver Abfälle sind deshalb auch von je her Arbeitsgebiete der einschlägigen internationalen Organisationen und Gegenstand bilateraler Zusammenarbeitsabkommen:

- Auf weltweiter Ebene ist die IAEA tätig; als größere Projekte sind hier zu nennen:

  - Veranstaltungen internationaler Fachseminare und Symposien - oft gemeinsam mit anderen Organisationen, z.B. /11,14,15/;

  - Definitionen und Empfehlungen zur Versenkung radioaktiver Abfälle im Rahmen des London-Abkommens zur Verhütung der Meerverschmutzung infolge Abfallversenkung /16/;

  - Analyse der Auswirkungen verschiedener Reaktorstrategien und Kernbrennstoffkreisläufe auf den Anfall und die Beseitigung radioaktiver Abfälle im Rahmen der International Nuclear Fuel Cycle Evaluation (INFCE) /10/.

- Die sogenannten westlichen Industriestaaten arbeiten darüber hinaus anwendungsorientiert in der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (Organisation für Economic Cooperation and Development - OECD) eng zusammen. In der OECD-Kernenergieagentur (Nuclear Energy Agency - NEA) wird arbeitsteilig ein untereinander abgestimmtes Programm zur Beseitigung radioaktiver Abfälle bearbeitet /17/. Neben technologischen Fragen zur Konditionierung stehen vor allem gemeinsame Anstrengungen hinsichtlich der Endlagerung im Vordergrund:

  - Endlagerung im Salz (D, USA, NL)
  - Endlagerung in Ton bzw. Lehm (B, I, DK)
  - Endlagerung in kristallinem Fels, z.B. in Granit (GB, F, S, CND, USA).

  Die Ergebnisse aus den jeweils national finanzierten Forschungs- und Entwicklungsarbeiten stehen allen Mitgliedstaaten zur Verfügung.

  Vergleichbare Bemühungen gibt es auch im Rat für gegenseitige Wirtschaftshilfe der Ostblockländer.

- Die Europäischen Gemeinschaften haben sich neben den im gemeinsamen Forschungszentrum Ispra laufenden Arbeiten zur Beseitigung radioaktiver Abfälle 1975 auf ein Gemeinschaftsprogramm (sogenannte indirekte Aktionen) geeinigt, das ab 1980 als zweites 5-Jahresprogramm fortgesetzt wird /18/. Unter maßgeblicher Finanzbeteiligung der Gemeinschaft werden im Wege der Auftragsforschung

  - technologische Lösungen zur Konditionierung,

  - Grundsatzfragen und Erkundungsarbeiten bezüglich der Endlagerung in geologischen Formationen sowie

  - rechtliche, organisatorische und finanzielle Fragen im Zusammenhang mit der Beseitigung radioaktiver Abfälle

  untersucht. Das erfolgt in Abstimmung mit der IAEA und insbesondere mit der OECD-NEA.

- Daneben gibt es auch bilaterale Zusammenarbeitsverträge auf dem Gebiet der Beseitigung radioaktiver Abfälle. Besonders erwähnenswert sind hier die Vereinbarungen mit den USA und mit Frankreich.

Diese vielfachen Verzahnungen im internationalen Raum bieten zusammen mit den umfangreichen Arbeiten im nationalen Arbeitsprogramm, z.B. im

- Arbeitsprogramm der Entwicklungsgemeinschaft Tieflagerung (EGT)
- Projekt Wiederaufarbeitung und Abfallbehandlung (PWA)
- Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE)

eine sich bereits in der Vergangenheit bewährte

Garantie dafür, daß alle Entscheidungen im Bereich der Beseitigung radioaktiver Abfälle unter Berücksichtigung des weltweiten Standes von Wissenschaft und Technik und in international aufeinander abgestimmte Weise erfolgen. Das wird letztlich auch entscheidend zur Akzeptanz der Lösungen beitragen; dies um so mehr, je stärker künftig internationale Überwachungsmaßnahmen verwirklicht werden.

Literatur

/1/ Band 6 der Systemstudie "Radioaktive Abfälle in der Bundesrepublik Deutschland", SRA-6 (August 1977); erhältlich beim Bundesministerium für Forschung und Technologie, Bonn

/2/ Standardization of Radioactive Waste Categories; IAEA-Technical Reports Servies No. 101 (1970)

/3/ Regulations for the Safe Transport of Radioactive Materials; IAEA-Safety Servies No. 6 (1973)

/4/ Herrnberger, V.:
Bericht über das "Advisory Group Meeting on the Correlation of Waste Type and Underground Disposal Techniques" (Wien, 17.-21.04.1978); Schweizerische Vereinigung für Atomenergie, Beilage zum Bulletin Nr. 17 von Anfang Oktober 1978

/5/ Site Selection Factors for Repositories of Solid High-Level and Alpha Bearing Wastes in Geological Formations; IAEA-Technical Reports Servies No. 177 (1977)

/6/ Behandlung und Lagerung radioaktiver Abfälle (sogenannter Polvani-Report); Bericht einer Expertengruppe der OECD/NEA (September 1977); erhältlich beim Bundesministerium für Forschung und Technologie, Bonn

/7/ Grundsätzliche sicherheitstechnische Realisierbarkeit des Entsorgungszentrums; Beurteilung und Empfehlungen der Reaktor-Sicherheitskommission (RSK) und der Strahlenschutzkommission (SSK) vom 20. Oktober 1977; erhältlich beim Bundesministerium des Innern, Bonn

/8/ Bericht über das Gorleben-Hearing der niedersächsischen Landesregierung; "Rede-Gegenrede" (Hannover, 28.03. - 03.04.1979); erhältlich beim Niedersächsischen Sozialminister, Hannover

/9/ Waste Management Studies: Conclusions and References; Public Affairs and Information Program, AIF Background Information; Atomic Industrial Forum Inc. (August 1978) (Auswertung von u.a. über 5 600 US-regierungsamtlichen Stellungnahmen und Berichten)

/10/ Abschlußbericht der Arbeitsgruppe 7 zur International Nuclear Fuel Cycle Evaluation (INFCE); erscheint Anfang 1980

/11/ Gemeinsames Symposium der IAEA und der OECD-NEA "Underground Disposal of Radioactive Waste" (Otaniemi, 02. - 06.07.1979); in Druck

/12/ IAEA: Radioaktive Abfälle (Dezember 1978)

/13/ Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE) "Zur Frage einer zeitlichen Begrenzung der Störfallanalyse des geologischen Endlagers"; PSE-Nr. 79/1; erhältlich beim Hahn-Meitner-Institut für Kernforschung mbH, Berlin

/14/ Proceedings des gemeinsamen Symposiums der OECD/NEA und der IAEA "The Management of Radioactive Wastes from Fuel Reprocessing" (Paris, 27.11. - 01.12.1972); OECD (1972)

/15/ Proceedings des gemeinsamen Symposiums der IAEA und der OECD/NEA "Management of Radioactive Wastes from the Nuclear Fuel Cycle" (Wien, 22. - 26.03.1976); IAEA (1976)

/16/ The IAEA Revised Definition and Recommendations of 1978 Concerning Radioactive Wastes and Other Radioactive Matter Referred to in Annex I and II to the London Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter; IAEA - INFCIRC/205/ Add. 1/Rev. 1 (August 1978)

/17/ Forschung und Entwicklung im Energiebereich, einschließlich vorrangig zu behandelnder gemeinsamer Programme für .... Behandlung und Beseitigung radioaktiver Abfälle; Übereinkommen vom 18.11.1974 über ein Internationales Energieprogramm, Art. 42 Nr. 1 c); BGBl., Teil II, Nr. 31 (07.05.1975) (Dieser Teil des Programms wird von der OECD/NEA verwaltet.)

/18/ Vorschlag für ein zweites 5-Jahresprogramm (1980 - 1984) für die Behandlung (Bewirtschaftung) und Lagerung radioaktiver Abfälle (indirekte Aktionen); Kommission der Europäischen Gemeinschaften, KOM (79) 81 (01.03.1979)

A n h a n g

(Auszug aus AtG und StrlSchV)

Atomgesetz (AtG)

§ 2 Begriffsbestimmungen

(1) Radioaktive Stoffe im Sinne dieses Gesetzes sind

1. besondere spaltbare Stoffe (Kernbrennstoffe) ...
2. Stoffe, die ohne Kernbrennstoffe zu sein, ionisierende Strahlen spontan aussenden (sonstige radioaktive Stoffe)

(2) Nicht als radioaktive Stoffe im Sinne dieses Gesetzes gelten solche radioaktiven Abfälle, die nicht an Anlagen nach § 9a Abs. 3 abzuliefern sind und für die wegen ihrer geringfügigen Aktivität keine besondere Beseitigung ... nach § 9a Abs. 2 Satz 2 bestimmt, angeordnet oder genehmigt worden ist.

§ 9a Verwertung radioaktiver Reststoffe und Beseitigung radioaktiver Abfälle

(1) Wer Anlagen, in denen mit Kernbrennstoffen umgegangen wird, errichtet, betreibt, sonst innehat, wesentlich verändert, stillegt oder beseitigt, außerhalb solcher Anlagen mit radioaktiven Stoffen umgeht oder Anlagen zur Erzeugung ionisierender Strahlen betreibt, hat dafür zu sorgen, daß anfallende radioaktive Reststoffe sowie ausgebaute oder abgebaute radioaktive Anlagenteile

1. ... schadlos verwertet werden oder
2. soweit dies nach dem Stand von Wissenschaft und Technik nicht möglich, wirtschaftlich nicht vertretbar ... ist, als radioaktive Abfälle geordnet beseitigt werden.

(2) Wer radioaktive Abfälle besitzt, hat diese an eine Anlage nach Abs. 3 abzuliefern. Dies gilt nicht, soweit Abweichendes ... bestimmt ... oder angeordnet oder genehmigt worden ist.

(3) Die Länder haben Landessammelstellen für die Zwischenlagerung der in ihrem Gebiet angefallenen radioaktiven Abfälle, der Bund hat Anlagen zur Sicherstellung und zur Endlagerung radioaktiver Abfälle einzurichten. Sie können sich zur Erfüllung ihrer Pflichten Dritter bedienen.

§ 9b Planfeststellungsverfahren

(1) Die Errichtung und der Betrieb der in § 9a Abs. 3 genannten Anlagen des Bundes sowie wesentliche Änderungen solcher Anlagen oder ihres Betriebs bedürfen der Planfeststellung.

(5) Für das Planfeststellungsverfahren gelten die §§ 21 bis 29 des AbfG mit folgender Maßgabe: ...

3. Die Planfeststellung erstreckt sich nicht auf die Zulässigkeit des Vorhabens nach den Vorschriften des Berg- und Tiefspeicherrechts. Hierüber entscheidet die dafür sonst zuständige Behörde.

§ 9c Genehmigung für Errichtung und Betrieb der Landessammelstellen

Die Errichtung und der Betrieb der ... Landessammelstellen sowie die wesentliche Änderung einer solchen Anlage oder ihres Betriebs bedürfen der Genehmigung nach § 9 dieses Gesetzes oder nach § 3 StrlSchV ...

§ 11 Ermächtigungsvorschriften (Genehmigung, Anzeige, allgemeine Zulassung)

(1) Soweit nicht durch dieses Gesetz für Kernbrennstoffe ... eine besondere Regelung getroffen ist, kann durch Rechtsverordnung ... bestimmt werden,

1. daß ... der Umgang mit radioaktiven Stoffen (... Lagerung, Bearbeitung ... und Beseitigung) ... einer Genehmigung oder Anzeige bedürfen, ...

§ 12 Ermächtigungsvorschriften (Schutzmaßnahmen)

(1) Durch Rechtsverordnung kann ... bestimmt werden, ...

8. welche radioaktiven Abfälle an die Landessammelstellen und an die Anlagen des Bundes nach § 9a Abs. 3 abzuliefern sind und daß ... eine anderweitige Zwischenlagerung oder sonstige Ausnahmen von der Ablieferungspflicht zulässig sind oder angeordnet oder genehmigt werden können,

9. wie die Ablieferung durchzuführen ist, welchen Anforderungen radioaktive Abfälle bei der Ablieferung zu genügen haben, ... unter welchen Voraussetzungen und in welcher Weise radioaktive Abfälle von den Landessammelstellen an Anlagen des Bundes abzuführen sind ...

§ 21 Kosten

(3) Für die Benutzung von Anlagen nach § 9a Abs. 3 werden von den Ablieferungspflichten Kosten (Gebühren und Auslagen) nach Maßgabe einer Rechtsverordnung nach Abs. 6 oder ein Entgelt in gleicher Höhe erhoben. Die Gebühren sind so zu bemessen, daß sie kostendeckend sind. Von demjenigen, dem eine Genehmigung ... zum Umgang mit radioaktiven Stoffen erteilt wird, können Vorausleistungen auf diese Kosten verlangt werden ...

(6) Das Nähere wird ... nach den Grundsätzen des Verwaltungskostengesetzes ... geregelt.

§ 23 Zuständigkeit der PTB

(1) Die PTB ist zuständig für ...

2. die Errichtung und den Betrieb von Anlagen des Bundes zur Sicherstellung und zur Endlagerung radioaktiver Abfälle, ...

Sie handelt hierbei nach den fachlichen Weisungen des für die kerntechnische Sicherheit und den Strahlenschutz zuständigen Bundesministers ...

Strahlenschutzverordnung (StrlSchV)

§ 1 Sachlicher Geltungsbereich

(1) Die Verordnung gilt für

1. den Umgang mit radioaktiven Stoffen (... Lagerung, Bearbeitung ... und Beseitigung) ...

§ 2 Begriffsbestimmungen

Für die Anwendung dieser Verordnung gelten die Begriffsbestimmungen der Anlage I.

§ 3 Genehmigungsbedürftiger Umgang

(1) Wer mit sonstigen radioaktiven Stoffen (§ 2 Abs. 1 Nr. 2 AtG) ... umgeht oder kernbrennstoffhaltige Abfälle beseitigt, bedarf der Genehmigung.

§ 4 Genehmigungsfreier Umgang

(4) Von dem Erfordernis der Genehmigung ist nicht ... befreit, wer ...

2. radioaktive Stoffe ...

e) als radioaktiven Abfall, dessen spezifische Aktivität das 10^{-4}fache der Freigrenzen ... je Gramm überschreitet, beseitigt, soweit es sich nicht um Abfall handelt, der bei der Anwendung[1]) radioaktiver Stoffe im häuslichen, nicht beruflichen Bereich entstanden ist.

§ 46 Schutz von Luft, Wasser und Boden

(1) Bei Tätigkeiten nach den §§ ... des AtG oder ... dieser Verordnung ist, falls die Möglichkeit des Entweichens radioaktiver Stoffe in Luft, Wasser oder Boden besteht, dafür zu sorgen, daß

1. eine unkontrollierte Ableitung vermieden wird,
2. die abgeleitete Aktivität so gering wie möglich ist,
3. die Ableitung überwacht ... und ... mindestens jährlich angezeigt wird.

(2) Bei Tätigkeiten nach den §§ ... des AtG oder ... dieser Verordnung ist dafür zu sorgen, daß radioaktive Stoffe nicht in den Boden gelangen, es sei denn, daß dies in einer Genehmigung zugelassen ist.

§ 47 Ablieferungspflicht für radioaktive Abfälle

(1) Radioaktive Abfälle sind an eine ... Landessammelstelle oder an eine zur Beseitigung radioaktiver Abfälle behördlich zugelassene Einrichtung abzuliefern, soweit nicht ... die Beseitigung radioaktiver Stoffe nach § 3 Abs. 1 genehmigt worden oder nach § 4 Abs. 4 Nr. 2e nicht genehmigungsbedürftig oder die Ableitung nach § 46 zulässig ist. Die zuständige Behörde kann die Art der Behandlung radioaktiver Abfälle vor ihrer Ablieferung anordnen ...

(2) Radioaktive Abfälle, die in nach § 7 AtG genehmigungsbedürftigen Anlagen oder bei Tätigkeiten nach § 9 AtG entstehen, dürfen an eine Landessammelstelle nur abgeliefert werden, wenn die zuständige Behörde dies zugelassen hat ...

---

[1]) *Anmerkung: gemeint ist hier die genehmigungs- und anzeigefreie Anwendung*

(3) Niemand darf sich der Ablieferungspflicht für radioaktive Abfälle, die radioaktive Stoffe aus einer genehmigungsbedürftigen oder anzeigebedürftigen Tätigkeit enthalten, dadurch entziehen, daß er sie unter Inanspruchnahme der Vorschriften über die Freigrenzen ... beseitigt, beseitigen läßt oder die Beseitigung ermöglicht.

Anlage I (zu § 2)

Abfälle, radioaktive	radioaktive Stoffe, die beseitigt werden sollen oder aus Strahlenschutzgründen geordnet beseitigt werden müssen

ÜBERBLICK ÜBER DEN GEGENWÄRTIGEN STAND DER BEHANDLUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE

H. Krause

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH

Kurzfassung

Schwach- und mittelaktive Abwässer werden durch chemische Fällung, Ionenaustausch und Verdampfung dekontaminiert, die radioaktiven Rückstände in Zement oder Bitumen gebunden. Hochaktive Spaltproduktkonzentrate werden in Glas fixiert.

Brennbare Abfälle können verascht, der Rückstand in Zement gebunden werden. Zur Volumenreduktion nicht brennbarer Abfälle werden Pressen eingesetzt. Für die Behandlung sonstiger Abfälle sind spezielle Verfahren in der Entwicklung.

Abstract

Low and medium level radioactive effluents are decontaminated by chemical treatment, ion exchange and evaporation. The radioactive concentrates are incorporated into cement or bitumen. High level fission products are fixed in glasses.

Burnable wastes can be incinerated, the ashes are fixed in concrete. Non burnable solid wastes can be reduced in volume by baling. For the treatment of other wastes special methods are under development.

1. Einleitung

Beim Betrieb kerntechnischer Anlagen, radiochemischer Labors und bei der Anwendung von Radioisotopen fallen radioaktive Abfälle in Form von Flüssigkeiten (Prozeßwässer, Reinigungslösungen), Gasen, Aerosolen und in fester Form (Geräteteile, Filter, Ionenaustauscher, Verpackungsmaterial etc.) an.

Die Rohabfälle werden zunächst nach Möglichkeit so weit von Radionukliden gereinigt, daß sie gefahrlos in die Umwelt abgeleitet bzw. wiederverwendet werden können. Wenn dies nicht möglich oder nicht sinnvoll ist, werden die Rohabfälle soweit wie möglich in ihrem Volumen eingeengt (wertlose Gegenstände, Papier etc.) und dann ebenso wie die bei der Dekontamination anfallenden radioaktiven Konzentrate in feste, kompakte und zur sicheren Endlagerung geeignete Produkte überführt, die nach Verpackung in geeignete Behälter sicher transportiert und gelagert werden können.

Rund 85 % der im nuklearen Brennstoffkreislauf anfallenden radioaktiven Abfälle sind schwach- und mittelaktiv. Sämtliche Abfälle aus der Brennstoffreinigung, Anreicherung, Brennelementherstellung (außer Pu-Brennelemente), dem Reaktorbetrieb, der Isotopenanwendung und selbst ein großer Teil der Abfälle aus der Wiederaufarbeitung bestrahlter Kernbrennstoffe fallen in diese Kategorie (Tabelle 1). Die höher mittelaktiven, die

Anfall an konditionierten radioaktiven Abfällen im Brennstoffkreislauf

(bezogen auf install. Leistung von 1000 MWe)

Aktivitätsklasse / Menge / Anfallstelle	schwachakt. [$m^3 \cdot a^{-1}$]	mittelakt. [$m^3 \cdot a^{-1}$]	mittelakt. II hochakt. [$m^3 \cdot a^{-1}$]	α - Abfall [$m^3 \cdot a^{-1}$]
U-Erzaufbereitung	-	-	-	34.000
Konversion u. Anreicherung	40	-	-	-
BE-Herstellung (UO_2)	60	-	-	-
Reaktorbetrieb	100 - 500	7	-	-
Wiederaufarbeitung				
- Zement. Abwasserrückst.	-	60	-	-
- Festabfälle	5	5	-	-
- Auflöserrückstände	-	-	5	-
- BE-Hülsen	-	-	15	-
- HAW-Gläser	-	-	3	-
BE-Fertigung (UO_2/PuO_2)				
- Zement. Abwasserkonz.	-	-	-	0,4
- Festabfälle	5	-	-	40

Tabelle 1

hochaktiven und die α-aktiven Abfälle entstehen nur bei der Wiederaufarbeitung bestrahlter Kernbrennstoffe und der Fertigung plutoniumhaltiger Brennelemente. Sie machen etwa 15 % des Abfallvolumens aus, enthalten aber > 99 % sowohl der β/γ- als auch der α-aktiven Radionuklide (Tabelle 2).

Anfall an Radionukliden im Brennstoffkreislauf

(bezogen auf install. Leistung von 1000 MWe)

Aktivitätsklasse / Anfallstelle	schwachakt. [Ci · a^{-1}] (β · γ)	mittelakt. [Ci · a^{-1}] (β · γ)	mittelakt. II hochakt. [Ci · a^{-1}] (β · γ)	mittelakt. II hochakt. [Ci · a^{-1}] (α)	α-Abfall [Ci · a^{-1}] (α)
U-Erzaufbereitung	-	-	-	-	60
Konversion u. Anreicherung	0,3	-	-	-	-
BE-Herstellung (UO_2)	0,2	-	-	-	-
Reaktorbetrieb	$5 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^5$	-	-	-
Wiederaufarbeitung					
- Zement. Abwasserkonz.	-	$2 \cdot 10^3$	-	(10^2)	-
- Festabfälle	5	$2 \cdot 10^2$	-	1	-
- Auflöserrückstände	-	-	$4 \cdot 10^5$	10^2	-
- BE-Hülsen	-	-	10^6	10^4	-
- HAW-Gläser	-	-	10^7	$2 \cdot 10^5$	-
BE-Fertigung (UO_2/PuO_2)					
- Zement. Abwasserkonz.	0,1	-	-	-	10^3
- Festabfälle	40	-	-	-	10^3

Tabelle 2

2. Schwach- und mittelaktive Abwässer

2.1 Abwasserbehandlung

Ziel der Behandlung radioaktiver Abwässer ist es, die Radionuklide so weit abzutrennen, daß die Wässer wiederverwendet oder gefahrlos in die Vorfluter abgeleitet werden können. Hierzu werden im wesentlichen die Chemische Fällung, der Ionenaustausch und die Verdampfung eingesetzt.

Die Chemische Fällung ist ein verhältnismäßig einfaches und billiges Verfahren zur Behandlung schwachaktiver Wässer. Es eignet sich auch für Wässer mit hohen Gehalten an Salzen und Schmutzstoffen. Wenn die radiochemische Zusammensetzung des Wassers bekannt ist, kann die Effektivität der Fällung durch Zusätze von inaktiven, den Radionukliden chemisch verwandten oder gleichen Ionen verbessert werden. Bei Wässern mit unbekannter Zusammensetzung oder einem weiten Spektrum von Radionukliden ist dies nicht möglich. Bei diesen betragen die Dekontaminationsfaktoren (Verhältnis von Aktivität vor zur Aktivität nach der Behandlung) 2 bis 100. Die Effektivität kann durch Komplexbildner erheblich gestört werden. Für Wässer, in denen die Radionuklide bereits in unlöslicher Form vorliegen (z.B. einige Reaktorabwässer), reicht bereits eine einfache Filtration zur Reinigung.

Ionenaustauscher werden besonders vorteilhaft zur Dekontamination von Wässern mit einem geringen Gehalt an Salzen und Schmutzstoffen eingesetzt. So werden z.B. fast alle Wässer aus den Primärkreisen von Leichtwasserreaktoren (LWR) oder den Brennelementlagerbecken auf diese Weise behandelt. Die erschöpften Ionenaustauscher können mit Hilfe geeigneter Chemikalien regeneriert oder als radioaktiver Abfall beseitigt werden.

Die Verdampfung ist das universellste, effektivste, meist aber auch teuerste Verfahren zur Reinigung radioaktiver Abwässer. Sie wird heute in sehr großem Umfang eingesetzt. Alle Radionuklide - mit Ausnahme der wenigen direkt flüchtigen, wie Tritium, sowie der geringen Mengen -, die in wasserdampfflüchtigen organischen Verbindungen gebunden sind, können nahezu quantitativ vom Wasser abgetrennt werden. Um das Mitreißen von Flüssigkeitstropfen und damit von Radionukliden mit dem Dampf zu verhindern, wird dieser über Prallbleche, Raschigringe, Glaswolle etc. gereinigt. Auf diese Weise können Dekontaminationsfaktoren von 10^4 - 10^6 erzielt werden.

Zur Vermeidung von Korrosion werden die meisten Verdampfer im alkalischen Milieu betrieben. Der Schaumbildung kann mit Antischaummitteln begegnet werden. Zur Verdampfung von höher aktiven Abwässern haben sich die fast wartungsfreien Natur-Umlaufverdampfer gut bewährt. Brüdenkompressionsverdampfer sind außerordentlich ökonomisch bezüglich des Energiebedarfs (Heizung und Kühlwasser); wegen der erforderlichen Wartung sind sie in erster Linie für schwachaktive Abwässer geeignet.

Die drei beschriebenen Verfahren zur Dekontamination radioaktiver Abwässer sind bereits im großen Umfang und über lange Zeiträume im Einsatz. Die erforderlichen Durchsätze können ohne Schwierigkeiten erbracht werden. Auch die Einhaltung der Ableitungsnormen war stets möglich. Tritium kann praktisch nicht aus dem Wasser abgetrennt werden. Es muß daher so beseitigt werden, daß eine signifikante Strahlenbelastung der Bevölkerung vermieden wird. Geeignete Verfahren hierfür sind z.B. das Einpressen in isolierte Speicher des tiefen Untergrundes, die Verfestigung in unzugänglichen unterirdischen Kavernen und die Versenkung in das Meer.

2.2 Verfestigung schwach- und mittelaktiver Abwasserrückstände

Die Rückstände aus der chemischen Fällung, die verbrauchten Ionenaustauscherharze und die Verdampferkonzentrate enthalten die Gesamtmenge der aus dem Wasser abgetrennten Radionuklide. Vor der Endlagerung müssen sie in eine für die Endlagerung geeignete Form überführt werden. Hierzu müssen sie feste, kompakte Produkte bilden, die nicht mehr leicht dispersibel sind; sie dürfen kein freies Wasser enthalten, müssen widerstandsfähig gegen Auslaugung durch Wasser und Salzlaugen, ausreichend strahlenbeständig und nicht leicht brennbar sein. Nach Möglichkeit sollte bei der Verfestigung auch eine Volumenreduktion erzielt werden.

Durch Vermischen der genannten Abwasserrückstände mit Zement wird das restliche Wasser gebunden und ein fester Block gebildet. Die hierfür erforderlichen Apparaturen sind einfach, insbesondere für kleine Durchsätze und Abfälle mit geringer Aktivität. Durch die Zementzugabe wird das Volumen etwa verdoppelt. Das Abbinden des Zements kann durch manche Substanzen verzögert bzw. verhindert werden. Die Auslaugrate von Zementprodukten gegenüber Wasser und Salzlaugen beträgt etwa 10^{-2} bis 10^{-3} g/cm^2 · d. Die Zementierung radioaktiver Konzentrate wird in sehr großem Umfang eingesetzt.

Beim Einrühren von Verdampferkonzentraten, Ionenaustauschern und Fällschlämmen in heißes Bitumen verdampft das Wasser und die Rückstände werden im Bitumen fein verteilt. Für diesen Prozeß werden vielfach Extrudoren eingesetzt. Diese arbeiten zuverlässig, sind jedoch relativ teuer. Bitumen kann etwa 50 Gew.-% Salze aufnehmen. Die Volumenreduktion beträgt je nach Wassergehalt der Konzentrate 2 - 4. Die Auslaugraten liegen bei 10^{-3} bis 10^{-4} g/cm^2 · d. Bitumen ist im Prinzip brennbar, ist aber unter praktischen Bedingungen nicht leicht in Brand zu setzen. In einer Betonabschirmung verpackt, übersteht ein Faß mit Bitumen auch ein Feuer von 800° C 30 Minuten und mehr ohne Schaden. Mit der Bituminierung liegen umfangreiche Betriebserfahrungen vor. Allein in Marcoule wurden etwa 3000 m^3 Bitumenprodukte hergestellt, in Karlsruhe 500 m^3.

Ein alternatives Verfahren zur Fixierung von Ionenaustauschern ist die Einbettung in Kunststoffe, z.B. durch Kopolymerisation von Styrolverbindungen und Divinylbenzol. Hierzu reicht ein einfaches Übergießen bei Raumtemperatur unter Zugabe eines Katalysators. Auch die Einbettung von Ionenaustauschern in andere Kunststoffe (z.B. Thermoplaste) ist möglich.

3. Hochaktive Spaltproduktlösungen

Bei der Wiederaufarbeitung von bestrahlten Brennelementen fallen salpetersaure hochaktive Spaltproduktlösungen an, die durch Eindampfen auf ein Volumen von etwa 700 l/1 t LWR-Brennelemente eingeengt werden können. Ihr Aktivitätsgehalt liegt zunächst bei > 1000 Ci/l, klingt aber bereits in den ersten 5 Jahren auf etwa 10 % des Ausgangswertes ab.

Die hochaktiven Spaltproduktlösungen werden in der Regel in gekühlten, doppelwandigen Edelstahltanks gelagert. Diese stehen vielfach in edelstahlausgekleideten Betonwannen. Die bisherigen Erfahrungen mit dieser Art der Lagerung sind sehr gut. Allerdings sind in den USA in einer Reihe von Tanks früherer Bauart (einwandige Tanks aus Normalstahl in einer einfachen Betonwanne) Leckagen aufgetreten.

Auf lange Sicht müssen die hochaktiven Spaltproduktlösungen in feste, endlagerfähige Produkte überführt werden. Das heute hierfür favorisierte Verfahren ist die Verglasung. Dabei werden die Spaltproduktlösungen zur Trockene eingedampft und die Rückstände zusammen mit glasbildenden Zusätzen auf Temperaturen von > 1000^{o}C erhitzt. Dabei wandeln sich die Abfallnitrate in Oxide um, die bei diesen Temperaturen Gläser bilden. Die Gläser werden noch im geschmolzenen Zustand in Edelstahlbehälter abgefüllt und erstarren beim Abkühlen.

Für die Verglasung wurden bereits mehrere Verfahren entwickelt und inaktiv oder aktiv getestet. In Marcoule läuft eine Verglasungsanlage (AVM) seit über einem Jahr bereits im echten Betrieb.

Bei einem in Karlsruhe entwickelten Verfahren wird die Abfalllösung zusammen mit feingemahlenem Glaspulver direkt in eine keramische Schmelzanlage dosiert. Dabei bildet sich auf der Oberfläche der Glasschmelze eine dünne Schicht, aus der das Wasser verdampft und die trockenen Rückstände von der Schmelze aufgenommen werden. Die Heizung der Anlage erfolgt durch elektrischen Strom, der zwischen eingetauchten Elektroden direkt durch das geschmolzene Glas fließt. Die Abgase werden in einer mehrstufigen Anlage gereinigt, das fertige Glas wird von Zeit zu Zeit flüssig abgelassen.

Diese Anlage war bereits etwa 20 000 h auf Schmelztemperatur. Dabei wurden in rund 2 500 Betriebsstunden 45 m^3 simulierter Lösungen zu rund 15 t Glas verarbeitet. Die gegenwärtigen Entwicklungsarbeiten haben die Erhöhung der Lebensdauer der Elek-

troden, die fernbediente Handhabung der Kokillen sowie den fernbedienten Wechsel von Verschleißteilen und der ganzen Anlage zum Ziel.

Neben der Prozeßentwicklung werden auch Arbeiten zur Entwicklung geeigneter Gläser und zur Untersuchung ihrer Eigenschaften durchgeführt. Die Glaszusammensetzung muß dem jeweils vorliegen Abfall und den durch die einzelnen Verfahren vorgegebenen Prozeßbedingungen angepaßt werden. Gleichzeitig wird auch eine optimale Produktqualität angestrebt. Diese Forderungen sind zum Teil gegenläufig. Gegenwärtig werden fast überall Borosilikatgläser favorisiert. Als Beispiel für ein typisches HAW-Glas zeigt Tabelle 3 die Zusammensetzung der in Karlsruhe entwickelten Gläser. Die meisten anderen Gläser weichen nicht grundsätzlich hiervon ab.

Zusammensetzung der Glasprodukte GP 98/12 und GP 98/26

Bestandteile	GP 98/12 Gew.-%	GP 98/26 Gew.-%
SiO_2	48,2	46,1
TiO_2	3,9	3,8
Al_2O_3	2,2	2,1
B_2O_3	10,5	10,1
MgO	1,8	1,7
CaO	3,5	3,3
Na_2O	14,9	14,2
Gd_2O_3	–	3,7
HAW-Ox.	15,0	15,0

Tabelle 3

Hochaktive Gläser wurden schon in verschiedenen Laboratorien hergestellt. Die ältesten davon sind bereits 20 Jahre alt. Untersuchungen zeigten, daß Borosilikatgläser durch Wasser bei Raumtemperatur nur zu etwa 2 - 4 % in 10 000 a ausgelaugt werden. Bei 200° C steigt die Auslaugung bereits in einigen Wochen auf 1 - 2 %, schreitet dann aber nicht mehr weiter fort. Versuche mit kurzlebigen α-Strahlern, bei denen Gläser die gleiche Dosis erhielten wie normalerweise in 10 000 a, zeigten keine Strahlenschädigung.

Versuche zeigten, daß gute Gläser unter den bei der Lagerung erwarteten Temperaturen kaum zur Kristallisation neigen. Es muß festgehalten werden, daß die Aussagen über die Langzeitbeständigkeit nur mit Hilfe von Versuchen unter simulierten Bedingungen oder Zeitrafferexperimenten gewonnen werden können und somit nicht vollkommen repräsentativ sind. Alle bisherigen Untersuchungen zeigten jedoch, daß Gläser gut zur Fixierung hochaktiver Spaltprodukte geeignet sind. An ihrer weiteren Verbesserung und Untersuchung wird trotzdem vielerorts gearbeitet.

4. Feste radioaktive Abfälle

Wie alle radioaktiven Abfälle werden auch die festen soweit wie möglich in ihrem Volumen eingeengt und dann in eine endlagerfähige Form gebracht.

Nicht brennbare Abfälle können durch Pressen im Verhältnis 1 : 2 bis 1 : 6 in ihrem Volumen eingeengt werden, eventuell nach vorausgehender mechanischer Zerkleinerung. Pressen sind relativ einfach und robust und erlauben ausreichende Durchsätze. Die Betriebskosten sind niedrig. Die Preßlinge werden meist in Fässer abgefüllt und in diesen mit Zementbrei ausgegossen. Pressen sind an vielen Stellen in Betrieb, zum Teil auch für die Kompaktierung brennbarer Abfälle.

Brennbare Abfälle können durch Veraschung im Verhältnis 1 : 80 in ihrem Volumen reduziert werden. Die zurückbleibende Asche kann durch Vermischen mit Zement auf einfache Weise in ein gut lagerfähiges Endprodukt überführt werden. Die Abgase bedürfen einer sorgfältigen Reinigung von Stäuben, Aerosolen, ggf. auch von flüchtigen Radionukliden. Verschiedene trockene Filter und Naßwäscher sind hierfür im Einsatz.

Anschaffung und Betrieb von Veraschungsanlagen erfordern einen wesentlich höheren Aufwand als beim Pressen. Der Aufwand lohnt sich aber zumindest bei großen Durchsätzen. Veraschungsanlagen sind schon seit mehreren Jahren im praktischen Einsatz und haben sich an vielen Orten gut bewährt. Die Ableitungsnormen für Radionuklide in der Abluft konnten stets eingehalten werden. Besondere Strahlenschutzprobleme treten nicht auf.

Für die Behandlung von höher mittelaktiven festen Abfällen und von brennbaren α-Abfällen sind spezielle Methoden in der Ent-

wicklung, wie z.B. das Pressen von Brennelementhülsen, ihr Einschmelzen in Blei oder das Schmelzen der ganzen Hülsen in Induktionsöfen. Zur Behandlung brennbarer Pu-Abfälle wurden naßchemische Veraschungsmethoden mit Pu-Rückgewinnung entwikkelt, wie in Karlsruhe, sowie spezielle trockene Verbrennungsverfahren.

5. Zusammenfassung

Trotz der Vielfalt an radioaktiven Abfällen wurden für alle von ihnen Methoden entwickelt, die eine sichere Behandlung und eine große Volumenreduktion erlauben. Die radioaktiven Rückstände werden in Produkte überführt, die gut endlagerfähig sind.

Die Aufbereitung schwach- und mittelaktiver Abfälle ist bereits Stand der Technik und wird schon seit vielen Jahren und im großen Maßstab durchgeführt. Diese Abfälle stellen den volumenmäßig größten Teil dar und sind in vielen Bereichen der Kerntechnik die einzigen anfallenden Abfälle. Die gegenwärtigen F+E-Arbeiten auf dem Gebiet der schwach- und mittelaktiven Abfälle zielen mehr auf Verbesserungen im Detail als auf grundlegende Neuerungen ab.

Bei der Verarbeitung radioaktiver Abfälle kann die Strahlenbelastung des Betriebspersonals mit Hilfe von speziellen Abschirmungen, Fernbedienung, Automatisierung, guter Zugänglichkeit und Wartungsfreundlichkeit unter den zulässigen Werten gehalten werden. Die Kontaminationsgefahr ist durch Boxenbauweise, Schleusen, Unterdruckhaltung und Lüftung zu beherrschen. Die entsprechenden Erfahrungen mußten z.T. erst gesammelt werden, sind aber jetzt vorhanden.

Ein weiterer wesentlicher Beitrag zum Strahlenschutz ist eine gute einschlägige Ausbildung des Betriebspersonals.

Die radioaktiven Abfälle konnten bisher stets so behandelt werden, daß es zu keiner signifikanten Strahlenbelastung in der Umgebung der Anlagen kam. Eine wesentliche weitere Verminderung der abgeleiteten Radionuklidmengen ist jedoch nur mit einem erheblichen Aufwand zu erreichen und würde bald an die Grenzen des technisch Machbaren und Sinnvollen stoßen.

Die Verfahren zur Behandlung hoch- und α-aktiver Abfälle sind zwar bereits im Prinzip entwickelt, aber noch nicht zur vollen technischen Reife gebracht. Aufgabe der nächsten Zeit wird es sein, sie im ausreichenden Umfang aktiv zu demonstrieren und zum praktischen Einsatz zu bringen.

Die Beseitigung stillgelegter kerntechnischer Anlagen wird im größeren Umfang erst im nächsten Jahrhundert erforderlich. Die prinzipielle Machbarkeit solcher Aufgaben bis hin zur kompletten Beseitigung eines ganzen Reaktors wurde bereits demonstriert. Trotzdem muß auf diesem Gebiet noch weitere Entwicklungsarbeit geleistet werden.

Die Untersuchungen zur Qualität der radioaktiven Endprodukte und zu ihrem Verhalten unter Endlagerbedingungen haben zu einem hohen Kenntnisstand geführt. Die Kenntnisse auf diesem Gebiet sollen durch weitere Arbeiten noch verbessert werden. Es ist aber klar, daß nicht alle Fragen durch Experimente vollständig beantwortet werden können (z.B. Langzeiteffekte). Es wird daher eine der künftigen Aufgaben sein, der Bevölkerung verständlich zu machen, in welcher Weise die verbleibenden kleinen Unsicherheiten durch das längst angewandte Prinzip der mehrfachen Sicherheitsbarrieren mehr als kompensiert werden. Darüber hinaus müssen zur Akzeptanz der Kerntechnik Sicherheitsanalysen aufzeigen, wie klein das Restrisiko aus der Behandlung und Beseitigung radioaktiver Abfälle ist, im Vergleich zu Risiken aus anderen menschlichen Aktivitäten und natürlichen Ereignissen.

DIE SCHWEIZERISCHE VERORDNUNG ÜBER DIE SAMMLUNG UND ABLIEFERUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE

W. Hunzinger

Bundesamt für Gesundheitswesen, Bern (Schweiz)

Kurzfassung

Die gesetzliche Verpflichtung des Bundes zur sachgerechten Beseitigung fester radioaktiver Abfälle aus Industrie, Forschung und Medizin wird in drei Phasen abgewickelt. Die erste Phase betrifft die Sammlung der Abfälle in den verschiedenen Betrieben und den Transport nach einer zentralen Stelle, wo die Abfälle zur Beseitigung konditioniert werden. Eine Verordnung, über die im Detail berichtet wird, regelt im einzelnen die für den Transport zur Sammelstelle notwendige Behandlung der Abfälle. Besondere Beachtung verdienen hierbei chemisch reaktive Abfälle, chemisch toxische Abfälle, biologisch instabile Abfälle (z.B. Tierkadaver) und luftkontaminierende Abfälle. Für den Transport sind verzinkte und mit Pölyäthylen ausgekleidete Eisenfässer mit Deckel, Gummidichtung und Spannreifverschluß sowie 0,1 m^3 Inhalt vorgeschrieben.

Abstract

The legal obligation of the (Swiss) Federal Government for appropriate disposal of solid radioactive wastes from industry, research, and medical application is discharged in three stages. The first stage is concerned with the collection of the wastes in the individual installations and the transport to a central place, where the wastes are conditioned for disposal. An ordinance, which is extensively discussed, regulates in detail the necessary treatment of the wastes for transport to the place of collection. In doing this, special attention must be drawn to chemically reactive wastes, chemically toxic waste, biologically instable wastes (e.g. animal carcasses), and air-contaminating wastes. For the transport, galvanized iron drums are required having a volume of 0.1 m^3, cladded with polyethylene and provided with cover, rubber sealing and tension-hoop closure.

1. Einleitung

Die Schweizerische Strahlenschutz-Verordnung (SSVO Art. 106) schreibt vor, daß feste radioaktive Abfälle, die in der Forschung, der Medizin und in der Industrie entstehen, dem Bundesamt für Gesundheitswesen abzuliefern sind. Damit soll die

zentrale, einheitliche und sachgerechte Beseitigung dieser Abfälle sichergestellt werden.

Radioaktive Abfälle aus Kernkraftwerken fallen nicht unter diese Bestimmung. Die Forderung nach sicherer Entsorgung der Kernenergie ist im Bundesbeschluß zur Ergänzung des Atomgesetzes festgelegt und die Einzelheiten dazu werden im Bewilligungsverfahren für die Kernkraftwerke geregelt. Die folgenden Ausführungen sind deshalb auf die schweizerischen Kernkraftwerke nicht anwendbar.

Das Eidgenössische Departement des Innern, zu dem das Bundesamt für Gesundheitswesen gehört, muß die ablieferungspflichtigen radioaktiven Abfälle entgegennehmen, an speziellen Stapelplätzen lagern oder beseitigen. Es hat die Einzelheiten der Ablieferungspflicht in einer speziellen Verordnung über die Sammlung und Ablieferung radioaktiver Abfälle (vom 18. März 1977) geregelt, über die hier kurz berichtet werden soll.

Die Beseitigung der festen radioaktiven Abfälle aus Forschung, Medizin und Industrie wickelt sich in drei Phasen ab:

1. Phase: Sammlung
Behandlung
Ablieferung

2. Phase: Konditionierung

3. Phase: Beseitigung

Die seit vielen Jahren geübte Praxis der Beseitigung ist diejenige der Versenkung im Nordatlantik im Rahmen der Richtlinien und unter Aufsicht der Kernenergieagentur der OECD. Als zweite Phase ist die Vorbereitung der Abfälle zur Meerversenkung angesprochen. Diese Konditionierung wird für das ganze Land am Eidgenössischen Institut für Reaktorforschung in Würenlingen durchgeführt. In den nachfolgenden Ausführungen soll lediglich über die erste Phase der Sammlung, der Behandlung und Ablieferung berichtet werden.

2. Sammlung

Bereits bei der Sammlung der Abfälle im ablieferungspflichtigen Betrieb ist eine Sortierung der Abfälle vorzunehmen. Als erstes werden kurzlebige Abfälle ausgesondert. Neben der unerwünschten Eigenschaft radioaktiver Stoffe, nämlich der Emission von Strahlung, besitzen sie die positive Eigenschaft, ohne menschliches Zutun automatisch in ihrer Aktivität abzunehmen. Diese Eigenschaft wird ausgenützt, um gewisse radioaktive Abfälle von der Ablieferungspflicht zu befreien. Abfälle mit Radionukliden, deren Halbwertszeit weniger als 60 Tage beträgt, werden ausgeschieden und innerhalb des Betriebes, in dem sie anfallen, sich selbst überlassen. Die Grenze von 60 Tagen wurde so gewählt, daß einerseits ein Abklingen der Aktivität auf

DIE SCHWEIZERISCHE VERORDNUNG ÜBER DIE SAMMLUNG UND ABLIEFERUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE

W. Hunzinger

Bundesamt für Gesundheitswesen, Bern (Schweiz)

Kurzfassung

Die gesetzliche Verpflichtung des Bundes zur sachgerechten Beseitigung fester radioaktiver Abfälle aus Industrie, Forschung und Medizin wird in drei Phasen abgewickelt. Die erste Phase betrifft die Sammlung der Abfälle in den verschiedenen Betrieben und den Transport nach einer zentralen Stelle, wo die Abfälle zur Beseitigung konditioniert werden. Eine Verordnung, über die im Detail berichtet wird, regelt im einzelnen die für den Transport zur Sammelstelle notwendige Behandlung der Abfälle. Besondere Beachtung verdienen hierbei chemisch reaktive Abfälle, chemisch toxische Abfälle, biologisch instabile Abfälle (z.B. Tierkadaver) und luftkontaminierende Abfälle. Für den Transport sind verzinkte und mit Polyäthylen ausgekleidete Eisenfässer mit Deckel, Gummidichtung und Spannreifverschluß sowie 0,1 m^3 Inhalt vorgeschrieben.

Abstract

The legal obligation of the (Swiss) Federal Government for appropriate disposal of solid radioactive wastes from industry, research, and medical application is discharged in three stages. The first stage is concerned with the collection of the wastes in the individual installations and the transport to a central place, where the wastes are conditioned for disposal. An ordinance, which is extensively discussed, regulates in detail the necessary treatment of the wastes for transport to the place of collection. In doing this, special attention must be drawn to chemically reactive wastes, chemically toxic waste, biologically instable wastes (e.g. animal carcasses), and air-contaminating wastes. For the transport, galvanized iron drums are required having a volume of 0.1 m^3, cladded with polyethylene and provided with cover, rubber sealing and tension-hoop closure.

1. Einleitung

Die Schweizerische Strahlenschutz-Verordnung (SSVO Art. 106) schreibt vor, daß feste radioaktive Abfälle, die in der Forschung, der Medizin und in der Industrie entstehen, dem Bundesamt für Gesundheitswesen abzuliefern sind. Damit soll die

zentrale, einheitliche und sachgerechte Beseitigung dieser Abfälle sichergestellt werden.

Radioaktive Abfälle aus Kernkraftwerken fallen nicht unter diese Bestimmung. Die Forderung nach sicherer Entsorgung der Kernenergie ist im Bundesbeschluß zur Ergänzung des Atomgesetzes festgelegt und die Einzelheiten dazu werden im Bewilligungsverfahren für die Kernkraftwerke geregelt. Die folgenden Ausführungen sind deshalb auf die schweizerischen Kernkraftwerke nicht anwendbar.

Das Eidgenössische Departement des Innern, zu dem das Bundesamt für Gesundheitswesen gehört, muß die ablieferungspflichtigen radioaktiven Abfälle entgegennehmen, an speziellen Stapelplätzen lagern oder beseitigen. Es hat die Einzelheiten der Ablieferungspflicht in einer speziellen Verordnung über die Sammlung und Ablieferung radioaktiver Abfälle (vom 18. März 1977) geregelt, über die hier kurz berichtet werden soll.

Die Beseitigung der festen radioaktiven Abfälle aus Forschung, Medizin und Industrie wickelt sich in drei Phasen ab:

1. Phase: Sammlung
Behandlung
Ablieferung

2. Phase: Konditionierung

3. Phase: Beseitigung

Die seit vielen Jahren geübte Praxis der Beseitigung ist diejenige der Versenkung im Nordatlantik im Rahmen der Richtlinien und unter Aufsicht der Kernenergieagentur der OECD. Als zweite Phase ist die Vorbereitung der Abfälle zur Meerversenkung angesprochen. Diese Konditionierung wird für das ganze Land am Eidgenössischen Institut für Reaktorforschung in Würenlingen durchgeführt. In den nachfolgenden Ausführungen soll lediglich über die erste Phase der Sammlung, der Behandlung und Ablieferung berichtet werden.

2. Sammlung

Bereits bei der Sammlung der Abfälle im ablieferungspflichtigen Betrieb ist eine Sortierung der Abfälle vorzunehmen. Als erstes werden kurzlebige Abfälle ausgesondert. Neben der unerwünschten Eigenschaft radioaktiver Stoffe, nämlich der Emission von Strahlung, besitzen sie die positive Eigenschaft, ohne menschliches Zutun automatisch in ihrer Aktivität abzunehmen. Diese Eigenschaft wird ausgenützt, um gewisse radioaktive Abfälle von der Ablieferungspflicht zu befreien. Abfälle mit Radionukliden, deren Halbwertszeit weniger als 60 Tage beträgt, werden ausgeschieden und innerhalb des Betriebes, in dem sie anfallen, sich selbst überlassen. Die Grenze von 60 Tagen wurde so gewählt, daß einerseits ein Abklingen der Aktivität auf

unbedeutende Werte innerhalb eines angemessenen Zeitraumes erwartet werden kann und andererseits gebräuchliche Nuklide der Nuklearmedizin darunter fallen. Radioaktive Abfälle mit Tc-99m, Mo-99, J-131, J-125, J-123, P-32 zum Beispiel fallen demnach nicht unter die Ablieferungspflicht.

Wie lange soll man diese kurzlebigen Abfälle abklingen lassen? Die Antwort auf diese Frage ergibt sich aus der Strahlenschutzverordnung, die feste Abfälle mit einer spezifischen Aktivität von weniger als 20 pCi/g für α-Strahler und weniger als 20 nCi/g für β-Strahler als inaktiven Abfall bezeichnet.

Vor der Beseitigung wie gewöhnlicher Abfall ist durch Analyse sicherzustellen, daß die inaktive Grenze erreicht ist. Obwohl es nicht ausdrücklich verboten ist, soll die erforderliche Abklingzeit nicht durch Verdünnung mit inaktivem Müll verkürzt werden.

Die aktiven festen Abfälle mit Halbwertszeiten über 60 Tage müssen am Entstehungsort nach folgenden Sorten getrennt gesammelt werden:

- radiumhaltige,
- andere α-Strahler enthaltende,
- H-3- oder C-14-haltige,
- andere β/γ-Strahler enthaltende und
- Neutronenquellen.

Für die Sammlung sind spezielle, keinem andern Zweck dienende Behälter vorgeschrieben, die mit Polyäthylen ausgekleidet sind oder die verschlossene und beschriftete Polyäthylensäcke mit dem Abfall aufnehmen.

Soviel zur Sammlung der Abfälle am Entstehungsort. Je nach Abfallkategorie geht der Sammlung eine Behandlung voraus, manchmal ist sie ihr nachgestellt.

3. Behandlung

Die Behandlung der verschiedenen Abfallkategorien bezweckt, sie in eine Form zu bringen, die sie zur betriebseigenen Zwischenlagerung und zum Transport mit öffentlichen Transportmitteln fähig macht, sowie die anschließende Konditionierung in der zweiten Phase zu erleichtern. Einige Behandlungsprinzipien sollen im folgenden dargestellt werden:

3.1 Feste, H-3-haltige Abfälle

Feste, H-3-haltige Abfälle, wie z.B. Tritium-Leuchtpigmente, Tritium-Titan-Targets, mit H-3 kontaminierte Gegenstände u.ä., sind je nach Aktivität pro Transportbehälter verschieden zu behandeln:

- Ist diese < 10 Ci H-3 pro Transportbehälter, so sind die Abfälle vor der Ablage in den Transportbehälter in Blechbüchsen einzulöten.

- Ist diese > 10 Ci H-3 pro Transportbehälter, so sind die Abfälle mit Zementmörtel in einen Stahlblechbehälter einzugießen und dieser wasserstoffdicht zu verschweißen.

3.2 Geschlossene Radiumabfälle

Sie erfordern außer der notwendigen Abschirmung gegen Gamma-Strahlung keine besondere Behandlung.

3.3 Offene Radiumabfälle

Offene Radiumabfälle und mit Radium kontaminierte Gegenstände müssen in Blechbüchsen dicht verschlossen in den Transportbehälter gelegt werden. Der verbleibende Zwischenraum des Transportbehälters ist mit einem trockenen Adsorptionsmittel auszufüllen, z.B. mit Aktivkohle, Korkmehl, Torf. Beträgt die Aktivität pro Transportbehälter mehr als 10 µCi Radon (Ra), so sind die Blechbüchsen nicht nur dicht zu verschließen, sondern zu verlöten und das Adsorptionsmittel muß zur Bindung des Ra aus mindestens 1 Liter Aktivkohle bestehen.

3.4 Flüssige Abfälle, insbesondere organische und tritiumhaltige

Grundsätzlich müssen flüssige radioaktive Abfälle im Betrieb, der sie produziert, in feste Form übergeführt werden. Nur dort, wo dies mit einem unzumutbaren Aufwand verbunden wäre, könnten flüssige radioaktive Abfälle unter Einhaltung festgelegter Abgabegrenzwerte an die Umgebung, d.h. an Kanalisation und Gewässer abgegeben werden.

Als Verfestigungsmethode flüssiger Abfälle ist die Zementierung vorgeschrieben. Auch gewisse organische Flüssigkeiten lassen sich zementieren, wenn sie an Kieselgur oder Vermiculit absorbiert vorliegen. Die Zementierung soll in verschließbaren Kunststoff- oder Metallbehältern durchgeführt werden, die vollständig mit verfestigtem Material gefüllt sein müssen und keine überstehende Flüssigkeit enthalten dürfen. Bei tritiiertem Wasser mit einer Aktivität von mehr als 10 Ci pro Transportbehälter muß die Zementverfestigung in einem gasdicht verschweißbaren Stahlblechbehälter durchgeführt werden. Diese, wie mir scheint, fragwürdige Grenze von 10 Ci H-3 pro Transportbehälter ist meines Wissens nicht das Resultat einer Optimierung nach dem ALARA-Prinzip, sondern aus den IAEA-Transportempfehlungen abgeschrieben.

Ist die Zementverfestigung flüssiger Abfälle nicht durchführbar, so sind die Flüssigkeiten an Kieselgur oder Vermiculit zu adsorbieren. Kieselgur nimmt die Hälfte ihres Volumens Flüssigkeit auf, thermisch expandierter Vermiculit ein Viertel bis ein Drittel.

Ist die Flüssigkeit in Ampullen eingeschmolzen, so können die Ampullen direkt in Kieselgur oder Vermiculit eingebettet werden, wobei zweimal die notwendige Menge Saugstoff zu nehmen ist.

3.5 Tierkadaver und andere gär- und fäulnisfähige Abfälle

Zur Behandlung radioaktiv kontaminierter biologischer Abfälle sind drei Möglichkeiten vorgesehen:

- die provisorische Konservierung,
- die Veraschung und
- die Mumifizierung.

Die provisorische Konservierung ist nur auf biologisches Material anwendbar, das Radionuklide mit Halbwertszeiten von weniger als 60 Tage enthält. Dieses Material wird mit 5%iger Formalinlösung getränkt und anschließend zusammen mit formalingetränkter Kieselgur in PVC-Säcke eingeschweißt.

Spitäler und Forschungszentren, die über einen Ofen mit Hochkamin verfügen, der nur der Veraschung biologischen Materials dient, können unter den folgenden Bedingungen radioaktive biologische Abfälle verbrennen:

- nicht mehr als 1 Ci tritiumhaltige Abfälle pro Tag.

- Für C-14- und S-35-haltige Abfälle gilt dieselbe Aktivitätsgrenze. Außerdem ist ein besonderer Aschenbehälter zur Aufnahme der möglicherweise kontaminierten Verbrennungsrückstände zu verwenden.

- Für Abfälle mit anderen Radionukliden gilt eine pro Tag zur Veraschung zugelassene Höchstaktivität von der 10 000fachen Freigrenze. Außerdem muß der besondere Aschenbehälter verwendet werden.

- Biologische Abfälle mit Radionukliden solcher Elemente, die unter üblichen Veraschungsbedingungen flüchtige Verbindungen bilden (z.B. Zn, As, Se, Ru, Cd, Sn, Sb, Te, Cs, Os, Tl und Transurane), dürfen nicht verbrannt werden.

In der Verbrennungsanlage für radioaktive Abfälle des Eidgenössischen Instituts für Reaktorforschung können auch biologische Abfälle verascht werden. Sie werden jedoch nur in Polyäthylen eingeschweißt, tiefgefroren und in Portionen von höchstens 3 kg entgegengenommen.

Als dritte Möglichkeit zur Behandlung biologischer Abfälle steht die Mumifizierung zur Verfügung. Hierbei wird das biologische Material, Kadaver mit geöffneter Bauchhöhle, schichtweise mit Trockenzement abwechselnd in einen Blechbehälter eingelegt. Der Blechbehälter wird verschlossen und in einen Transportbehälter einbetoniert. Nach ungefähr einem Jahr ist das Material mumifiziert.

4. Ablieferung

Mit diesen Vorschriften glauben wir alle erdenklichen Fälle von ablieferungspflichtigen Abfallsorten geregelt zu haben, auch solche, die in der Praxis gar nicht auftreten.

Natürlich ist auch der Transportbehälter vorgeschrieben: Er muß dicht verschließbar sein, wie z.B. dieses verzinkte Eisenfaß von 100 l Inhalt, der Deckel muß mit Gummidichtung und Spannreifverschluß versehen sein. Einmal jährlich wird in der Schweiz eine Sammelaktion für radioaktive Abfälle aus Forschung, Medizin und Industrie durchgeführt. Sie bringt die radioaktiven Abfälle in diesen Transportbehältern auf Schiene oder Straße nach Würenlingen, womit die erste Phase zu ihrer Beseitigung abgeschlossen ist.

FREIGRENZENREGELUNGEN FÜR DIE BESEITIGUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE IM INTERNATIONALEN, INLÄNDISCHEN UND AUSLÄNDISCHEN RECHT - EINE RECHTSVERGLEICHENDE ÜBERSICHT -

W. Bischof

Institut für Völkerrecht
der Georg-August-Universität Göttingen

Kurzfassung

Der Bericht gibt einen Überblick über die geltenden gesetzlichen Vorschriften über die Beseitigung radioaktiver Abfälle, insbesondere hinsichtlich der Frage, welche radioaktiven Abfälle wie gewöhnliche (inaktive) Abfälle beseitigt werden können (Befreiung von der Genehmigungs- und Anzeigepflicht) in der Bundesrepublik Deutschland (Teil 1), in der DDR, in den Mitgliedstaaten der Europäischen Gemeinschaften, in Österreich, in der Schweiz und in den USA (Teil 2) und nach internationalem Recht (EURATOM, OECD, IAEO) (Teil 3). Die Zusammenfassung (Teil 4) enthält Anregungen de lege ferenda.

Abstract

This paper gives a survey on the legal provisions in force concerning the disposal of radioactive wastes, especially concerning the problem which radioactive waste can be disposed of safely with normal (inactive) refuse (exemptions from the legal duty of licensing or notification) in the Federal Republic of Germany (Part 1), in the GDR, in the Member States of the European Communities, in Austria, in Switzerland and in USA (Part 2) as well by international law (EURATOM, OECD, IAEA) (Part 3). The last part 4 contains some reflections de lege ferenda.

1. Die Freigrenzenregelung für radioaktive Abfälle nach der Novellierung des Atom- und Strahlenschutzrechts der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1976

Im Jahre 1976 ist in der Bundesrepublik Deutschland das Recht der Beseitigung radioaktiver Abfälle durch die Vierte Novelle zum Atomgesetz vom 30. August 1976 /1/ und durch die Strahlenschutzverordnung vom 13. Oktober 1976 /2/ wesentlich neu- und umgestaltet worden. Die Beseitigung kernbrennstoffhaltiger Abfälle fand zum ersten Mal eine ausdrückliche Regelung. Wir finden nunmehr die einschlägigen Beseitigungsvorschriften in einer nicht gerade besonders übersichtlichen und klaren Weise - wenn man zum Beispiel die geschlossene, luzide und sprachlich eindeutige Gesetzgebungstechnik in der Strahlenschutzverord-

nung der Schweiz vom 30. Juni 1976 /3/ zum Vergleich heranzieht - zum Teil im Atomgesetz /4/, zum Teil in der Strahlenschutzverordnung. Die materielle Kernvorschrift ist § 9a AtG (Begriff des radioaktiven Abfalls; Verwertungspflicht für radioaktive Reststoffe; Pflicht zur geordneten Beseitigung durch Ablieferung an staatliche Beseitigungsanlagen oder durch eine andere zugelassene, angeordnete oder genehmigte Beseitigungsart); in § 2 Abs. 2 AtG wird in einer gesetzlichen Fiktion bestimmt, daß radioaktive Abfälle, die wegen ihrer geringfügigen Aktivität nicht abgeliefert oder besonders beseitigt zu werden brauchen, nicht als radioaktive Stoffe im Sinne des AtG gelten; § 11 Abs. 1 Nr. 1 AtG enthält die Ermächtigung, durch Rechtsverordnung den Umgang mit radioaktiven Stoffen, dazu gehört auch ihre Beseitigung, von einer Genehmigung oder Anzeige abhängig zu machen, und § 12 Abs. 1 Nr. 8 und 9 AtG die Ermächtigung, durch Rechtsverordnung Schutzmaßnahmen für die Beseitigung von radioaktiven Abfällen zu erlassen (Abfallarten, die an Landessammelstellen oder Bundesendlager abzuliefern sind, Ausnahmen von der Ablieferungspflicht durch Abfallzwischenlager oder durch andere Beseitigungsarten; Durchführung der Ablieferung und Anforderungen an die abzuliefernden Abfälle; Art und Weise der Sicherstellung und Lagerung; Abführung von Abfällen durch die Landessammelstellen an ein Bundesendlager); der Anlage I zur Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) ist eine Legaldefinition für "radioaktiven Abfall" zu entnehmen; § 3 Abs. 1 StrlSchV unterwirft den Umgang mit sonstigen radioaktiven Stoffen (einschließlich ihrer Beseitigung) und die Beseitigung kernbrennstoffhaltiger Abfälle der Genehmigung durch die zuständige Behörde; § 4 Abs. 4 Nr. 2e enthält eine Freigrenzenbestimmung, die näher zu betrachten ist: § 47 StrlSchV gibt nähere Vorschriften über die Ablieferung für radioaktive Abfälle. Beklagenswert ist leider auch, daß die Beseitigungsregelungen im AtG und in der StrlSchV - jedenfalls in terminologischer Hinsicht /5/ - nicht völlig miteinander harmonieren. Die neuen Beseitigungsvorschriften haben daher schon bald nach ihrer Verkündung eine ganze Reihe von rechtlichen Auslegungs- und Zweifelsfragen aufgeworfen /6/. Außerordentliche Verständnisschwierigkeiten sind im besonderen mit der Freigrenzenregelung, also mit der Abgrenzung des radioaktiven Abfalls vom nichtradioaktiven, inaktiven (= gewöhnlichen) Abfall verbunden. Niemand, auch keiner der Verfasser der Strahlenschutzverordnung, wird sagen, daß das rechtliche Verhältnis der Vorschriften der § 3 Abs. 1, § 4 Abs. 4 Nr. 2e und § 47 StrlSchV eine sachlich eindeutige und rechtstechnisch vorbildliche Formulierung gefunden habe.

Es erscheint sinnvoll, an dieser Stelle den gesetzlichen Wortlaut des § 4 Abs. 4 Nr. 2e StrlSchV noch einmal zu zitieren. Er lautet:

"(4) Von dem Erfordernis der Genehmigung (nämlich für den Umgang mit sonstigen radioaktiven Stoffen einschließlich ihrer Beseitigung und für die Beseitigung kernbrennstoffhaltiger Abfälle nach § 3 Abs. 1 StrlSchV) ist nicht nach den Absätzen 1 (Genehmigungsfreiheit, aber Anzeigepflicht in Fällen der Anlage II) und 2 (Genehmigungs- und Anzeige-

freiheit in Fällen der Anlage III, bei den Nr. 1, 6, 10 und 13 nur bei beruflichem Umgang) befreit, wer ... 2. radioaktive Stoffe ... e) als radioaktiven Abfall, dessen spezifische Aktivität das 10^{-4}fache der Freigrenzen der Anlage IV Tabelle IV 1 Spalte 4 je Gramm überschreitet, beseitigt, soweit es sich nicht um Abfall handelt, der bei der Anwendung radioaktiver Stoffe im häuslichen, nicht beruflichen Bereich entstanden ist."

Die Schwierigkeit des Verständnisses dieser Bestimmung beruht natürlich auf der mehrfachen Verschachtelung oder Ineinanderschachtelung von Regel-Ausnahme-Ausnahme-Ausnahme.

Diese Freigrenzenvorschrift war eine bewußte Verschärfung der früher geltenden Freigrenzenregelung in § 7 Abs. 1 und § 42 Abs. 2 der 1. StrlSchV von 1960/65 /7/. Nach § 7 Abs. 1 der 1. StrlSchV bestand unter anderem eine Genehmigungsfreiheit für denjenigen, der mit sonstigen radioaktiven Stoffen umging, also auch beseitigte, wenn die Aktivität oder Menge der radioaktiven Stoffe unter den Freigrenzen der Anlage I blieb. Ausdrücklich wurde gesagt, daß dies auch für denjenigen gelte, der mit sonstigen radioaktiven Stoffen auf Grund einer Genehmigung umgehe. Ferner bestand eine Freigrenzenregelung für den Umgang mit Stoffen, deren Konzentration an Kernbrennstoffen, ausgenommen mit U-235 angereichertem Uran, oder an sonstigen radioaktiven Stoffen weniger als 0,002 Mikrocurie je Gramm betrug, und wer mit festen Stoffen umging, deren Konzentration an radioaktiven Stoffen natürlichen Ursprungs weniger als 0,01 Mikrocurie je Gramm betrug. Schließlich galt eine Freigrenzenregelung für den Umgang einschließlich der Beseitigung natürlichen Kaliums oder aus natürlichen Quellen stammenden Heilwassers, deren Konzentration an radioaktiven Stoffen natürlichen Ursprungs nicht erhöht worden war.

Daneben enthielt § 42 Abs. 1 der 1. StrlSchV die Verpflichtung der Ablieferung radioaktiver Stoffe, mit denen auf Grund einer Genehmigung umgegangen werden durfte und die beseitigt werden sollten, an eine Landessammelstelle, oder der Sicherstellung oder der Beseitigung auf eine andere Weise, die durch eine Genehmigung zugelassen sein mußte. Nach § 42 Abs. 2 der 1. StrlSchV konnte die zuständige Genehmigungsbehörde folgendes zulassen: daß erstens Abfälle, die radioaktive Stoffe mit Halbwertszeiten bis zu 100 Tagen enthalten, wie gewöhnliche Abfälle behandelt werden, wenn die Aktivität der in der Abfallmenge enthaltenen radioaktiven Stoffe nicht mehr als das Zehnfache der in Anlage I festgelegten Werte beträgt und innerhalb von 3 Tagen nicht mehr als zehn solcher Abfallmengen abgegeben werden, und zweitens, daß feste Abfälle, die radioaktive Stoffe mit Halbwertszeiten von mehr als 100 Tagen enthalten, wie gewöhnliche Abfälle behandelt werden, wenn deren mittlere spezifische Aktivität vor der Abgabe 10 Mikrocurie je Kubikmeter nicht überschreiten.

Bei den Vorarbeiten zur geltenden StrlSchV von 1976 sollte es zunächst grundsätzlich bei dieser rechtlichen Konstruktion der 1. StrlSchV bleiben, wobei allerdings aus konkreten Anlässen durch eine besondere Vorschrift sicherzustellen war, daß die

Freigrenzenregelung des § 7 Abs. 1 der 1. StrlSchV nicht umgangen, also nicht mißbraucht werden konnte durch Verdünnung oder Aufteilung von an sich genehmigungspflichtigen radioaktiven Stoffen in Freigrenzenmengen. Auf Grund der Kritik, die auf dem 4. Deutschen Atomrechts-Symposium im Mai 1975 in Göttingen in rechtssystematischer Hinsicht an dem Verhältnis der Genehmigungspflicht zur Ablieferungspflicht und an dem Einschluß des Begriffs der "Beseitigung" in den Auffangbegriff des "Umgangs" geäußert wurde /8/, hat sich der Gesetzgeber sodann entschlossen, die Freigrenzenregelung nicht im Zusammenhang mit der Ablieferungspflicht, also im jetzigen § 47 StrlSchV, sondern als Befreiung von der Genehmigungspflicht auszugestalten. Dabei ging man jedoch davon aus, daß es auch hinsichtlich der genehmigungs- und anzeigepflichtigen radioaktiven Stoffe eine Freigrenzenregelung /9/ für die Beseitigung geben müsse. In der Tat kann auf eine Freigrenzenregelung bei der Beseitigung radioaktiver Abfälle nicht verzichtet werden, damit nicht Situationen entstehen wie etwa in den USA im Staate Oregon, wo auf Grund eines neuen Gesetzes vom Juli 1977 es ausnahmslos verboten war, radioaktives Material innerhalb des Staates Oregon zu vergraben, was zu dem Ausspruch führte: "An absurdity - you can't even bury your grandmother legally" /10/.

Interpretiert man den § 4 Abs. 4 Nr. 2e StrlSchV nach dem Wortsinn, so ergibt sich folgende Tatbestandskette: Genehmigungspflicht für die Beseitigung sonstiger radioaktiver Stoffe und die Beseitigung kernbrennstoffhaltiger Abfälle (§ 3 Abs. 1 StrlSchV) - Ausnahme: keine Genehmigungspflicht, aber Anzeigepflicht (§ 4 Abs. 1 StrlSchV)/keine Genehmigungs- und keine Anzeigepflicht (§ 4 Abs. 2 StrlSchV) - Ausnahme (= Wiederherstellung der Genehmigungspflicht nach § 3 Abs. 1): Beseitigung radioaktiver Stoffe als radioaktiver Abfall, dessen spezifische Aktivität das 10^{-4}fache der Freigrenzen der Anlage IV Tabelle IV 1 Spalte 4 je Gramm überschreitet /11/ (§ 4 Abs. 4 Nr.2e); argumentum e contrario: Wenn die spezifische Aktivität je Gramm den Freigrenzenwert unterschreitet, besteht Genehmigungsfreiheit der Abfallbeseitigung) - Ausnahme (= Wiederherstellung der Genehmigungsfreiheit nach den Absätzen 1 und 2 des § 4 StrlSchV): Beseitigung radioaktiven Abfalls, der bei der Anwendung radioaktiver Stoffe im häuslichen, nicht beruflichen Bereich entstanden ist (d.h., es besteht auch Genehmigungsfreiheit, wenn die spezifischen Aktivitätsfreigrenzen überschritten werden /12/). Jedenfalls gibt es meines Erachtens keinen ausdrücklichen Hinweis oder indirekten Anhaltspunkt, daß diese Freigrenzenregelung nur für genehmigungs- oder anzeigefreie Tätigkeit gelten solle, zumal die gesamte Freigrenzenregelung sich auf die Grundsatzvorschrift der atom- und strahlenschutzrechtlichen Genehmigungen bezieht. § 47 Abs. 3 StrlSchV stellt dann ergänzend, gleichsam als flankierende Maßnahme, und mit der Klassifizierung des Verstoßes als Ordnungswidrigkeit (§ 81 Abs. 2 Nr. 3 StrlSchV) sicher, daß niemand sich der Ablieferungspflicht für radioaktive Abfälle, die radioaktive Stoffe aus einer genehmigungsbedürftigen oder anzeigebedürftigen Tätigkeit enthalten, dadurch entzieht, daß er sie unter Inanspruchnahme der Vorschriften über die Freigrenzen, insbesondere durch Verdünnung oder Aufteilung in Freigrenzenmengen, beseitigt, beseitigen läßt oder die Beseitigung ermöglicht.

Die hier dargelegte Auffassung entspricht nicht der Auslegung durch das Bundesministerium des Innern und des Länderausschusses für Atomkernenergie. Am 27. November 1977 hat der Fachverband für Strahlenschutz das BMI um die Beantwortung folgender Fragen gebeten /13/:

"Dürfen radioaktive Reststoffe und Abfälle ohne Rücksicht auf ihre Herkunft dann wie gewöhnliche Stoffe und Abfälle behandelt werden, wenn die spezifische Aktivität das 10^{-4}fache der Freigrenzen (FG) der Anlage IV, Tabelle IV 1, Spalte 4 je Gramm n i c h t überschreitet?

An zwei Beispielen aus der Praxis sei diese generelle Frage erläutert:

1. Kann ein schwach aktiviertes (d.h. Aktivität kleiner 10^{-4}-fache FG je Gramm) 10 Tonnen schweres und hochwertiges Reaktorbauteil ohne weiteres umgeschmolzen bzw. verhüttet werden? Wenn nein, was müßte geschehen?

2. Können voluminöse, mit Radiojod beaufschlagte Abluftfilter dann zum gewöhnlichen Abfall gegeben werden, wenn die Aktivität unter die 10^{-4}fache FG je Gramm abgeklungen ist? (Diese Frage ist aus Lagerkapazitäts- und Kostengründen aktuell.)"

Das BMI hat darauf mit Schreiben vom 28. Dezember 1977 folgende Antwort gegeben /13/:

"Die Freigrenzenregelung des § 4 Abs. 4 Satz 1 Nr. 2e StrlSchV bezieht sich nicht auf radioaktive Abfälle aus genehmigungspflichtiger Tätigkeit. Die Vorschrift setzt voraus, daß der Umgang entsprechend § 4 Abs. 1 oder 2 StrlSchV nur anzeigepflichtig oder anzeige- und genehmigungsfrei ist. Radioaktive Abfälle aus genehmigungspflichtiger Tätigkeit können also auch dann nicht wie gewöhnliche Abfälle beseitigt werden, wenn ihre spezifische Aktivität den in § 4 Abs. 4 Satz 1 Nr. 2e StrlSchV genannten Wert nicht übersteigt. Vielmehr sind sie nach § 9a Abs. 2 Satz 1 AtG i.V.m. § 47 StrlSchV abzuliefern, es sei denn, es liegt eine der in § 47 Abs. 1 genannten Ausnahmen - z.B. eine Beseitigungsgenehmigung nach § 3 StrlSchV - vor.

Bei Zugrundelegung dieser Auslegung beantworten sich auch Ihre im Zusammenhang mit den Beispielen aufgeworfenen Fragen. Dabei stellt sich auf der Grundlage des § 9a Abs. 1 Nr. 1 AtG im ersten Beispiel vorab die Frage, ob es sich bei dem Reaktorbauteil bereits um radioaktiven Abfall handelt. Sofern dies nicht der Fall ist, gelten die §§ 47 und 4 Abs. 4 Satz 1 Nr. 2e StrlSchV ohnehin nicht. Nach § 9a Abs. 1 AtG hat der Strahlenschutzverantwortliche dafür zu sorgen, daß radioaktive Reststoffe oder abgebaute radioaktive Anlageteile den in § 1 Nr. 2 bis 4 AtG bezeichneten Zwecken entsprechend schadlos verwertet werden. Soweit das Umschmelzen oder die Verhüttung eine schadlose Verwertung im Sinne des § 9a Abs. 1 AtG darstellt, handelt es sich also noch nicht um radioaktiven Abfall."

Das BMI gibt in diesem Schreiben also lediglich apodiktisch ihr Auslegungsergebnis wieder, nicht auch eine Begründung, worauf diese Auslegung beruht. Vor allem wird nicht dargetan, welchen Sinn § 47 Abs. 3 StrlSchV dann noch hat, wenn schon aus § 4 Abs. 4 Nr. 2e StrlSchV die Unzulässigkeit der Beseitigung radioaktiver Abfälle aus genehmigungspflichtiger Tätigkeit folgt. Denn dann bestehen ja gar keine Abfallfreigrenzenregelungen für genehmigungsbedürftige Tätigkeiten. Dem Vernehmen nach hat der Länderausschuß für Atomkernenergie sich der Auslegung durch das BMI angeschlossen. Der entsprechende Beschluß soll demnächst im Gemeinsamen Ministerialblatt veröffentlicht werden.

Da man auch in Zukunft mit einer entsprechenden Auslegungspraxis durch die zuständigen Behörden wird rechnen müssen, obwohl natürlich in einem Rechtsstreit das erkennende Gericht nicht an die Interpretation von BMI und Länderausschuß gebunden wäre, sollte man Überlegungen anstellen, ob bei der Novellierung der Strahlenschutzverordnung, die auf Grund der geplanten Neufassung der Euratom-Grundnormen erforderlich sein wird, eine eindeutigere und rechtstechnisch bessere Lösung der Freigrenzenregelung der Abfallbeseitigung angestrebt werden sollte. Zwar ist es auch nach geltendem Recht, auch wenn man die Interpretation des BMI zugrunde legt, zulässig und möglich, auf Grund einer Beseitigungsgenehmigung gemäß § 3 Abs. 1 StrlSchV die radioaktiven Abfälle wie gewöhnliche Abfälle zu beseitigen. Es dürfte auf die Erteilung einer solchen Genehmigung auch ein Rechtsanspruch bestehen, wenn die Genehmigungsvoraussetzungen des § 6 Abs. 1 StrlSchV vorliegen. Da jedoch bei der herrschenden Auslegung Aktivitäts- und Konzentrationswerte fehlen /14/, dürften die Genehmigungsbehörden kaum bereit sein, entsprechende Freigabegenehmigungen auf Antrag von Betreibern und Verwendern zu erteilen.

Bei Überlegungen de lege ferenda ist natürlich davon auszugehen, daß die genehmigungsfreie und anzeigefreie Beseitigung radioaktiver Abfälle wie normaler Abfall nur dann zugelassen werden darf, wenn gewährleistet ist, daß dadurch entsprechend der dominierenden Zweckbestimmung des Atomgesetzes in § 1 Nr. 2 Leben, Gesundheit und Sachgüter nicht gefährdet oder geschädigt werden können. Ist aber die Schadlosigkeit festgestellt, dann erscheint es auch im Sinne des Förderungszwecks des § 1 Nr. 1 AtG nicht mehr vertretbar, völlig ungefährliche Abfallstoffe auf Kosten der Betreiber und der öffentlichen Haushalte an staatliche Landessammelstellen oder (bisher nicht existente) Anlagen des Bundes zur Sicherstellung und zur Endlagerung abzuliefern.

Der Referent vermag nicht abzusehen, ob der "Entsorgungsdruck im medizinisch-röntgenologischen /15/ Bereich", von dem Staatssekretär Dr. Hartkopf auf dem 6. Deutschen Atomrechts-Symposium am 8. Oktober 1979 in Münster sprach /16/, jedenfalls teilweise auch auf die Auslegungspraxis bezüglich § 4 Abs. 4 Nr. 2e StrlSchV zurückgeführt werden könnte. Bei der Suche nach einer umweltunschädlichen, zweckmäßigen und rationellen gesetzlichen Lösung wird man jedoch Gesichtspunkte zu berücksichtigen haben,

die Dr. Hartkopf wie folgt dargelegt hat: "Wenn von Entsorgung die Rede ist, sollte man nicht vergessen, daß es außerhalb des Brennstoffkreislaufs fast noch wichtigere Bereiche gibt, die von radioaktiven Abfällen entsorgt werden müssen. Ich meine die Isotopenanwendung in Medizin, Industrie, Hochschulen und deren Forschungsinstituten. Die anstehenden Probleme sind in diesen Bereichen nicht minder drückend als bei der Entsorgung von Kernkraftwerken. Während wir dort noch über überbrückende Zwischenmaßnahmen verfügen, brennen uns die in großen Mengen anfallenden schwachaktiven Abfälle ohne sichtbare Alternativen bereits heute unter den Nägeln. Und was die Zukunft angeht: Kernkraftwerke kann man langfristig nötigenfalls durch andere Energieträger ersetzen. Die Nichtanwendung von Radioisotopen in der Medizin hat demgegenüber auch langfristig eine unersetzbare und individuelle Konsequenz für das Wohl vieler unserer Mitbürger... Für die Anwendung von Radioisotopen heißt das unter anderem, den Anfall von Müll drastisch zu beschränken. Für die Länder heißt das, zur Überbrückung von Engpässen ausreichende Landessammelstellen bereitzustellen, und für den Bund, den endgültigen Abfluß zu ermöglichen. Auch darum brauchen wir ein großes Endlager, und zwar in Gorleben. Wer jetzt dieses Endlager verhindert, der schafft es auch, den medizinisch-röntgenologischen Sektor stillzulegen..." /17/.

Es kann nun nicht die Aufgabe des Juristen sein und ihm überlassen bleiben, Freigrenzenwerte der Aktivität und Konzentrationen von Radionukliden zu fixieren. Der Jurist kann jedoch auf zweierlei Weise zu einer Revision der geltenden Regelung beitragen.

Der erste Beitrag ist, die Rechtsvorschriften über die Beseitigung radioaktiver Abfälle insgesamt kritisch zu überprüfen. Auf Grund einer solchen Analyse sind bereits Vorschläge für eine geschlossene - und wie wir meinen - optimale oder jedenfalls verbesserte Regelung gemacht worden /18/, auf die hier im einzelnen zu verweisen ist. Zusammengefaßt schlagen wir vor:

- Da die Beseitigung einen eigenständigen Regelungsbereich darstellt (wie etwa die Beförderung oder die Einfuhr und Ausfuhr radioaktiver Stoffe), sollte dieser Tätigkeitsbereich aus dem komplexen Begriff des "Umgangs" herausgenommen und verselbständigt werden. § 11 Abs. 1 AtG und § 1 Abs. 1 Nr. 1 StrlSchV müßten entsprechend geändert werden.

- Eine geschlossene Regelung der Abfallbeseitigung sollte auf Grund des § 9a AtG und der Ermächtigungsvorschriften in §§ 11 und 12 AtG in der StrlSchV oder in einer besonderen Verordnung über die Beseitigung radioaktiver Abfälle zusammengefaßt werden.

- Entsprechend dem systematisch richtigen Aufbau in § 9a AtG sollte das verwaltungsrechtliche Überwachungssystem wie folgt aufgebaut werden: Ablieferungspflicht des Besitzers radioaktiven Abfalls als Grundtatbestand - Ausnahmeregelung: Genehmigungspflicht für die Beseitigung radioaktiver Abfälle in anderer Weise als durch Ablieferung, jedoch ohne Rechts-

anspruch auf Erteilung einer solchen Ausnahmegenehmigung - Befreiung von der Ablieferungs- und von der Genehmigungspflicht (Freigrenzenregelung).

- Die genannte Freigrenzenregelung könnte so gestaltet werden, daß die Befreiung von der Ablieferungs- und von der Genehmigungspflicht eo ipso bei Vorliegen der Tatbestandsvoraussetzungen eintritt; man kann jedoch die Befreiung und damit die Befugnis, Freigrenzenabfälle wie gewöhnliche Abfälle zu beseitigen, auch von einer besonderen behördlichen Entscheidung abhängig machen, wie es nach § 42 Abs. 2 der 1. StrlSchV notwendig war (und zwar entweder schon im Zusammenhang mit einer Umgangs- oder Betriebsgenehmigung oder als selbständige Genehmigung oder Zulassung).

- Zu prüfen wäre, ob die Freigrenzenregelung als Befreiung von der Ablieferungs- und Genehmigungspflicht nicht überflüssig gemacht werden könnte dadurch, daß man den Begriff des "radioaktiven Stoffes" durch konkrete Aktivitäts- oder Konzentrationsgrenzwerte ergänzt und dadurch eine Definitionsfreigrenze entsteht. Im Verlaufe der Beratungen der StrlSchV von 1976 sind gewisse Versuche gemacht worden, die aber nicht weiter verfolgt wurden, weil die Definition des radioaktiven Stoffes in § 2 Abs. 1 AtG für den Verordnunggeber tabu war.

Das zweite Hilfsmittel des Juristen für eine Novellierung der Freigrenzenregelung ist die Rechtsvergleichung. Im folgenden sind daher die einschlägigen Freigrenzenvorschriften der DDR und von elf ausländischen Staaten sowie die Rechtsquellen und Empfehlungen internationalen Organisationen untersucht worden, wobei anzumerken ist, daß sich diese rechtsvergleichende Übersicht auf die Freigrenzenregelung bezüglich fester radioaktiver Stoffe beschränkt und sich nicht auf die Ableitung radioaktiver Stoffe mit Abluft und Abwasser /19/, bei der es sich im weiteren Sinne auch um die Beseitigung radioaktiver Stoffe handelt, erstreckt.

2. Freigrenzenregelungen in der DDR, in den Mitgliedsstaaten der Europäischen Gemeinschaften, in Österreich, in der Schweiz und in den Vereinigten Staaten von Amerika

2.1 DDR

Die Beseitigung radioaktiver Abfälle ist in der DDR in folgenden Vorschriften geregelt:

- Verordnung über den Schutz vor der schädigenden Einwirkung ionisierender Strahlung - Strahlenschutzverordnung - vom 26. November 1959 /20/,

- Erste Durchführungsbestimmung zur Strahlenschutzverordnung vom 26. November 1969 /21/,

- Richtlinie für die zentrale Erfassung radioaktiver Abfälle vom 28. März 1974 /22/.

In der Strahlenschutzverordnung befinden sich zunächst Begriffsbestimmungen, die für die Abgrenzung der Begriffe radioaktiver Stoff, radioaktiver Abfall, gewöhnlicher Abfall von Bedeutung sind. "Radioaktiver Stoff" ist danach ein Stoff, der Radionuklide enthält, ausgenommen davon sind Stoffe, die natürliche Radionuklide bis zur Ordnungszahl 80 im natürlichen Isotopengemisch enthalten, sowie vom Fallout bisheriger Detonationen von Kernsprengkörpern kontaminierte Stoffe /23/. Als "radioaktiver Abfall" gelten radioaktive oder kontaminierte Stoffe und radioaktive oder kontaminierte Sachgüter, die keiner Nutzung mehr zugeführt werden können /24/. Die Beseitigung radioaktiver Stoffe ist in der DDR ein Unterfall des Umgangs mit radioaktiven Stoffen, der dem Oberbegriff "Verkehr mit radioaktiven Stoffen" zugeordnet ist. Der Verkehr mit radioaktiven Stoffen, damit auch die Beseitigung radioaktiver Abfälle, unterliegt grundsätzlich der Strahlenschutzgenehmigungspflicht des § 6 der Strahlenschutzverordnung von 1969. Für radioaktive Abfälle gibt es jedoch eine Sonderregelung in § 16 der Strahlenschutzverordnung. Danach sind radioaktive Abfälle getrennt von allen anderen Abfällen zu sammeln, aufzubewahren und in speziellen Anlagen zu beseitigen, wenn sie die vom Leiter der Staatlichen Zentrale für Strahlenschutz (jetzt: Staatliches Amt für Atomsicherheit und Strahlenschutz) festgelegten Grenzwerte überschreiten. Entsprechende Grenzwerte sind in der Ersten Durchführungsbestimmung zur Strahlenschutzverordnung von 1969 (§ 22) festgelegt worden. Diese Bestimmung dürfte als besondere Freigrenzenregelung im Sinne des § 7 der Strahlenschutzverordnung anzusehen sein, so daß es in diesen Fällen der Abfallbeseitigung einer Genehmigung durch das Staatliche Amt für Atomsicherheit und Strahlenschutz (SAAS) nicht bedarf.

Nach § 22 Abs. 1 der Ersten Durchführungsbestimmung zur Strahlenschutzverordnung dürfen radioaktive Abfälle wie gewöhnliche Abfälle behandelt und beseitigt werden, wenn bestimmte, näher festgelegte Grenzwerte nicht überschritten werden. Eine strahlenschutzrechtliche Sonderbehandlung (also Sammlung, Aufbewahrung und Beseitigung in speziellen Anlagen) ist für radioaktive Abfälle nicht erforderlich, wenn die allgemeinen Freigrenzen für den Umgang (§ 10 der Ersten Durchführungsbestimmung) nicht überschritten werden. Werden diese Gesamtaktivitäten in der pro Woche anfallenden Abfallmengen überschritten, können die radioaktiven Abfälle wie gewöhnliche Abfälle behandelt werden, wenn die Aktivitätskonzentration, die Oberflächenkontamination oder das Dosisleistungsäquivalent die folgenden Grenzwerte nicht überschreiten /25/:

- für die Aktivitätskonzentration:
  - bei festen Abfällen mit natürlichen Radionukliden das 10^4fache;
  - bei festen nicht leicht zerstäubbaren Abfällen mit künstlichen Radionukliden das 10^3fache;

  - bei festen leicht zerstäubbaren Abfällen mit künstlichen Radionukliden und bei flüssigen Abfällen mit Radionukliden einer Halbwertszeit von mehr als 60 Tagen das Zehnfache, mit Radionukliden einer Halbwertszeit von weniger als 60 Tagen das 10^2fache

  der in der Anlage 2 Tabelle 1 Spalte 7 und Tabelle 3 Spalte 6 zur Ersten Durchführungsbestimmung zur Strahlenschutzverordnung genannten Werte in Mikrocurie pro Gramm oder in Mikrocurie pro Kubikzentimeter;

- für die Oberflächenkontamination:

  - das Zehnfache der in der Anlage 3 Tabelle 1 Ziffer 2 genannten Werte;

- für das Dosisleistungsäquivalent:

  - 0,1 mrem/h im Abstand von 0,1 m von der Oberfläche.

Bei festen Abfällen, deren Dosisleistungsäquivalent diesen soeben genannten Wert überschreitet, deren Aktivitätskonzentration jedoch die oben genannten Grenzwerte nicht erreicht, können im Einvernehmen mit dem SAAS und den zuständigen staatlichen Organen auf kommunalen oder betrieblichen Müllhalden beseitigt werden /26/.

2.2 Belgien

Maßgeblich für die Beseitigung radioaktiver Abfälle ist in Belgien die Strahlenschutzverordnung vom 28. Februar 1963 /27/. Der Begriff der radioaktiven Abfälle ist nicht definiert (vgl. die Definitionen in Art. 2 der Strahlenschutzverordnung). In dem Abschnitt IV (Art. 33 bis 37) werden unter der Überschrift "Déchets radioactifs/Radioactieve afval" die Spezialvorschriften über die Sammlung, Behandlung und Ableitung flüssiger und fester Abfälle (Art. 33 und 34), über die Behandlung und Ableitung gasförmiger radioaktiver Abfälle (Art. 36) und die Lagerung flüssiger und fester radioaktiver Abfälle (Art. 37) zusammengefaßt. Eine Freigrenzenbestimmung folgt aus Art. 33, wonach die Spezialvorschriften nur für radioaktive Abfälle anwendbar sind, deren Strahlung höher ist als der natürliche Strahlenpegel /28/. Im übrigen ist der Begriff der "radioaktiven Stoffe" nicht durch einen bestimmten Wert begrenzt; radioaktiver Stoff ist jeder Stoff, der die Merkmale der Radioaktivität zeigt (Art. 2). Zu beachten ist, daß auch sogenannte Freigrenzeneinrichtungen, also Betriebe, in denen mit radioaktiven Stoffen geringer Aktivität umgegangen wird und die deshalb einem Genehmigungs- oder Anzeigeverfahren nicht unterworfen sind /29/, die strengen Vorschriften über die Abfallbeseitigung zu erfüllen haben /30/, von denen - soweit mir ersichtlich - auch keine Befreiungsgenehmigung erteilt werden kann. Radioaktive Abfälle können also demnach in Belgien erst dann wie gewöhnliche Abfälle beseitigt werden, wenn sie infolge Abklingens den normalen Strahlenpegel erreicht haben.

2.3 Dänemark

Das dänische Gesetz über die Verwendung usw. von radioaktiven Stoffen vom 31. März 1953 /31/ enthält eine Ermächtigung an den Innen- und Bauminister, nähere Strahlenschutzvorschriften auch über die Beseitigung radioaktiver Stoffe zu erlassen. Inzwischen ist diese Ermächtigung auf den Umweltminister übergegangen. § 8 der dänischen Strahlenschutzverordnung vom 20. November 1975 /31/ bestimmt wie der bisher geltende Wortlaut des § 17 der Strahlenschutzverordnung vom 15. Juni 1955, daß besondere Vorschriften und Bedingungen hinsichtlich der Behandlung der radioaktiv verunreinigten Behälter, der radioaktiven Abfälle, Abwässer und Abluft bei der Genehmigungserteilung für den Umgang mit radioaktiven Stoffen in jedem einzelnen Falle von der Gesundheitsbehörde festgesetzt wird. Es fehlen damit auch nach der neuesten Rechtslage in Dänemark bisher noch nähere Vorschriften über die Beseitigung radioaktiver Abfälle. Das gilt auch für eine Freigrenzenregelung hinsichtlich der Beseitigung radioaktiver Abfälle wie gewöhnliche Abfälle.

2.4 Frankreich

Überraschenderweise ist im französischen Strahlenschutzrecht /33/, das durch eine kaum zu übersehende Vielzahl von Rechtsvorschriften gekennzeichnet ist, eine ausführliche und geschlossene Regelung der rechtlichen Behandlung radioaktiver Abfälle nicht aufzufinden. Entsprechende Rechtsvorschriften über die Behandlung radioaktiver Abfälle im allgemeinen und für Freigrenzenabfälle /34/ finden sich zerstreut in verschiedenen Vorschriften.

Die Bestimmungen der Rechtsverordnung Nr. 66-450 vom 20. Juli 1966 über die allgemeinen Prinzipien des Schutzes gegen ionisierende Strahlen /35/ gelten nach ihrem Art. 2 für jede Tätigkeit, die eine Gefährdung durch ionisierende Strahlen mit sich bringen kann und damit auch für die Beseitigung von natürlichen oder künstlichen radioaktiven Stoffen. In Ausführung der Strahlenschutzrichtlinie der Europäischen Atomgemeinschaft wird in Art. 3 der Rechtsverordnung von 1966 die Ausübung der in Art. 2 genannten Tätigkeiten, also auch die Beseitigung von radioaktiven Stoffen, einer Anzeige- oder Genehmigungspflicht unterworfen, sofern nicht bestimmte Freigrenzenwerte unterschritten werden. Dabei handelt es sich um folgende Werte (Art. 3 der Rechtsverordnung vom 20.6.1966):

- radioaktive Stoffe, deren Gesamtaktivität niedriger ist als 0,1 Mikrocurie bei Radionukliden sehr hoher Radiotoxizität (Gruppe I) oder als die entsprechenden Werte, die in jedem Einzelfall nach Maßgabe ihrer relativen Radiotoxizität entsprechend den Festlegungen im Anhang II dieser Verordnung bestimmt sind;

- radioaktive Stoffe, deren Aktivitätsmenge niedriger ist als 2 Mikrocurie je Kilogramm oder 10 Mikrocurie je Kilogramm für feste natürliche radioaktive Stoffe.

Die Rechtsverordnung von 1966 ist aber lediglich eine Strahlenschutzrahmenverordnung, sie enthält hinsichtlich der Anzeige- oder Genehmigungspflicht und auch der eventuellen Freigrenzenwerte keine konkreten Tatbestände. Ob im Einzelfall und in welchem Umfang eine Anzeigepflicht oder eine Genehmigungspflicht auch hinsichtlich der Abfallbeseitigung gilt, richtet sich nach den übrigen geltenden gesetzlichen Vorschriften. Liegen solche nicht vor, so ist der zuständige Minister ermächtigt, die notwendigen Anordnungen zu treffen /36/.

Hinsichtlich der Hauptkernanlagen bestimmt nun die Rechtsverordnung Nr. 63-1228 vom 11. Dezember 1963 /37/ in der Fassung der Rechtsverordnung Nr. 73-405 vom 27. März 1973 /38/, daß im Rahmen des Genehmigungsverfahrens für die großen kerntechnischen Anlagen im einzelnen die Bedingungen und Auflagen festgesetzt werden, unter denen die radioaktiven Abfälle und Stoffe beseitigt werden dürfen. Eine ausdrückliche Freigrenzenregelung gilt für die Beseitigung von offenen radioaktiven Stoffen, die in der Medizin verwendet werden. Hier wird auf Grund der Bekanntmachung des Ministeriums für die Volksgesundheit und für soziale Sicherheit vom 6. Juni 1970 /39/ zugelassen, daß radioaktive Stoffe nicht als radioaktiv angesehen werden und daher unmittelbar an die Umgebung abgegeben oder wie konventioneller Abfall beseitigt werden kann, wenn die Aktivitätsmenge bis zu 2 Mikrocurie pro Kilogramm beträgt und die Gesamtaktivität folgende Werte der Anlage II der Rechtsverordnung Nr. 67-228 vom 25. März 1967 /40/ unterschreitet:

- 0,1 Mikrocurie bei sehr hoher Radiotoxizität der betreffenden Radioelemente (Gruppe I),
- 1 Mikrocurie bei hoher Radiotoxizität (Gruppe II A),
- 10 Mikrocurie bei mittlerer Radiotoxizität (Gruppe II B),
- 100 Mikrocurie bei niedriger Radiotoxizität (Gruppe III).

2.5 Irland

Das Gesundheitsgesetz von 1953, das Fabrikgesetz von 1955, das Kernenergiegesetz von 1971 und die beiden auf Grund des Fabrikgesetzes erlassenen Strahlenschutzverordnungen für geschlossene Strahlenquellen und für offene radioaktive Stoffe /41/ enthalten keine besonderen Freigrenzenregelungen hinsichtlich der Beseitigung radioaktiver Stoffe. Jedoch ist im Jahre 1977 auf Grund der Ermächtigung in Artikel 6 des Kernenergiegesetzes eine Verordnung des irischen Ministers für Transport und Energie über die allgemeine Kontrolle von spaltbaren Stoffen, radioaktiven Stoffen und Strahlengeräten erlassen worden /42/. In dieser Verordnung, die auf spaltbare Stoffe, radioaktive Stoffe, radioaktive Vorrichtungen, Strahlengeräte und radioaktive Abfallerzeugnisse anwendbar ist (Art. 3), wird die Aufbewahrung, Verwendung, Herstellung, Einfuhr, Zuteilung, Beförderung, Ausfuhr und jede anderweitige Verfügung über diese Stoffe und Geräte unter Genehmigungspflicht gestellt (Art. 4). Genehmigungen werden von der dem Transport- und Energieminister direkt unterstellten, rechtlich jedoch selbständigen Kern-

energiebehörde (An Bord Fuinnimh Nùiclèigh) erteilt. Gemäß Art. 5 dieser Verordnung von 1977 sind alle Erzeugnisse (ausgenommen Spielzeug, Lebensmittel, medizinische Erzeugnisse, kosmetische oder Haushaltserzeugnisse) von der Genehmigungspflicht ausgenommen, die radioaktive Stoffe enthalten und deren Gesamtaktivität geringer ist als

- 0,1 Mikrocurie für die Gruppe I der Radionuklide,
- 1,0 Mikrocurie für die Gruppe II der Radionuklide,
- 10,0 Mikrocurie für die Gruppe III der Radionuklide,
- 100,0 Mikrocurie für die Gruppe IV der Radionuklide.

Die Klassifizierung der einzelnen Radionuklide entsprechend ihrer Radiotoxizität ergibt sich aus der Anlage, die der Verordnung von 1977 beigefügt ist. Soweit bei bestimmten radioaktiven Stoffen oder radioaktiv kontaminierten Gegenständen die genannten Werte unterschritten werden, dürfte auch ihre Beseitigung genehmigungsfrei zulässig sein.

2.6 Italien

Die italienische Strahlenschutzverordnung vom 13. Februar 1964, Nr. 185 /43/, widmet sich in den Art. 104 bis 106 der Abfallbeseitigung. Dabei werden die Begriffe "radioaktive Abfälle" (rifiuti radioattivi) und "Beseitigung" (smaltimento) verwendet, ohne daß sie weder in diesen Spezialvorschriften noch in dem Definitionenkatalog der Art. 4 bis 9 dieser Verordnung erläutert und umgrenzt würden. Art. 105 unterwirft die Beseitigung radioaktiver Abfälle grundsätzlich einer Genehmigungspflicht /44/. Genehmigungen erteilt für den medizinischen Umgang der Provinzialarzt, bei nichtmedizinischem Umgang der Präfekt (prefetto). Nach Art. 110 kann durch eine Ministerialverordnung von dieser Genehmigungspflicht Befreiung erteilt werden. Das ist auch durch die Freigrenzenverordnung vom 14. Juni 1970 /45/ geschehen. In Art. 6 dieser Verordnung finden sich die Grenzwerte; falls sie unterschritten werden, braucht eine Genehmigung nach Art. 105 der Strahlenschutzverordnung für die Beseitigung nicht eingeholt zu werden. Die Genehmigungsfreiheit ist an folgende Bedingungen geknüpft:

- Der Verwender der radioaktiven Stoffe darf bei keiner Abfallart (fest, flüssig oder gasförmig) im Außenbereich und im Laufe eines Kalenderjahres Aktivitäten ableiten, die die in Artikel 1 Ziffer 1 und 3 bestimmten Werte nach Maßgabe der Artikel 2, 3 und 6 der Verordnung des Präsidenten der Republik vom 5. Dezember 1969, Nr. 1303 /46/ wie folgt überschreiten:

  - um das Tausendfache bei Nukliden mit einer Halbwertszeit unter 30 Tagen,

  - um das Hundertfache bei Nukliden mit einer Halbwertszeit von 30 Tagen oder mehr,

  - um das Zehnfache bei Blei-210, Radium-226, Aktinium-227, Thorium-230, Thorium-232, Uran-233, Neptunium-237, Plutonium-239, Plutonium-240, Plutonium-242, Americium-241, Americium-243, Curium-243, Curium-244, Curium-245, Curium-246, Californium-249 und Californium-250,

  - um das Einfache bei natürlichem Uran, natürlichem Thorium abgereichertem Uran.

- Die Konzentration oder spezifische Aktivität darf am Ableitungspunkt im Außenbereich bei festen Abfällen die folgenden Werte nicht überschreiten:

  - ein Tausendstel Mikrocurie auf 100 Gramm bei Radionukliden sehr hoher Toxizität,

  - ein Hundertstel Mikrocurie auf 100 Gramm bei Radionukliden hoher Radiotoxizität,

  - ein Zehntel Mikrocurie auf 100 Gramm bei Radionukliden mittlerer Toxizität,

  - ein Mikrocurie auf 100 Gramm bei Radionukliden niedriger Radiotoxizität.

Die einzelnen Radionuklide ergeben sich entsprechend ihrer Radiotoxizität aus der Klasseneinteilung in Art. 1 der Rechtsverordnung vom 5.12.1969.

2.7 Luxemburg

Das luxemburgische Strahlenschutzgesetz von 1963 /47/ enthält in seinem Artikel 2 eine Ermächtigung zur Regelung der "Élimination et l´ évacuation des substances radioactives". Die auf Grund des Strahlenschutzgesetzes erlassene Strahlenschutzverordnung vom 8. Februar 1967 /48/ definiert in ihrer Anlage I den Begriff der "Disposition des Substances ou déchets radioactifs", knüpft aber an diesen Begriff keine Genehmigungspflicht /49/. Die Abfallbeseitigung wird in dem Genehmigungsverfahren für die Einrichtungen der Klassen I und II auf Grund der besonderen Vorschriften der Strahlenschutzverordnung zum Gegenstand der Prüfung und Entscheidung gemacht, offenbar auch in den Genehmigungsverfahren für die Einrichtungen der Klassen III und IV, obwohl dafür keine Sonderbestimmungen gelten. Es gibt in Luxemburg bis jetzt auch keine ausdrücklichen Freigrenzenregelungen im Hinblick auf die Beseitigung radioaktiver Abfälle. Jedoch dürfte die Beseitigung radioaktiver Stoffe im Rahmen des Umgangs mit solchen Stoffen, sofern der Umgang den Einrichtungen der Klasse IV zugehört, ebenfalls nicht genehmigungspflichtig sein. Dazu gehören Einrichtungen mit solchen Mengen radioaktiver Nuklide, deren Gesamtaktivität durch den Wert x_4 der Tabelle B des Anhangs 2 zur Strahlenschutzverordnung von 1967 nicht überschreitet, sowie Einrichtungen mit radioaktiven Stoffen in beliebiger Menge, wenn die Konzentration

dieser Stoffe geringer ist als 0,002 Mikrocurie je Gramm oder geringer ist als 0,01 Mikrocurie je Gramm, wenn es sich um feste natürliche radioaktive Stoffe handelt (Art. 2.1 der Strahlenschutzverordnung).

2.8 Niederlande

In den Niederlanden wird die Beseitigung radioaktiver Stoffe rechtstechnisch unter dem Begriff der Aufgabe des Besitzes an radioaktiven Stoffen (ontdoen van radioactieve afvalstoffen) geregelt und umfaßt auch die Ableitung radioaktiver Stoffe in die Luft und in das Wasser /50/. Die Besitzaufgabe ist grundsätzlich nach Art. 29 Abs. 1 des Kernenergiegesetzes vom 21. Februar 1963 /51/ einer Genehmigungspflicht unterworfen. Auf der Grundlage der Ermächtigung im Kernenergiegesetz enthält die Verordnung vom 10. September 1969 zur Durchführung der Art. 28 bis 32 des Kernenergiegesetzes (Verordnung über radioaktive Stoffe [Kernenergiegesetz]) /52/ nähere Freigrenzenbestimmungen /53/ hinsichtlich der Genehmigungspflicht nach dem Kernenergiegesetz. Nach Art. 7 dieser Verordnung kann der Besitz an radioaktiven Stoffen ohne Einholung einer Genehmigung aufgegeben werden, das heißt, es ist eine freie Abfallbeseitigung zulässig, wenn die betreffenden radioaktiven Stoffe eine Aktivität unter 0,002 Mikrocurie pro Gramm aufweisen. Ferner können Rubidium-87, Samarium-147, Rhenium-187, Indium-115 und Neodym-144 sowie natürliches Kalium genehmigungsfrei beseitigt werden. Genehmigungsfrei sind schließlich auch radioaktive Stoffe, die zusammen als eine einzige Strahlenquelle anzusehen sind und deren Radioaktivität geringer ist als

- 0,1 Mikrocurie bei Nukliden sehr hoher Radiotoxizität,
- 1 Mikrocurie bei Nukliden hoher Radiotoxizität,
- 10 Mikrocurie bei Nukliden mittlerer Radiotoxizität,
- 100 Mikrocurie bei Nukliden niedriger Radiotoxizität.

Durch eine Ministerialverordnung vom 14. November 1969 /54/ wurde die Klassifizierung der Radiotoxizität für die einzelnen Radionuklide auf der Grundlage der Euratom-Grundnormen festgelegt. Endlich besteht Genehmigungsfreiheit für die Besitzaufgabe, wenn es sich bei dem radioaktiven Stoff ausschließlich um natürliches Thorium handelt und die Menge höchstens 100 Gramm beträgt, sowie dann, wenn die betreffenden radioaktiven Stoffe sich in einem bauartzugelassenen Gerät befinden, dessen Typ vom Volksgesundheits- und vom Sozialminister zugelassen worden ist und bei der Typenzulassung Freistellung von der Genehmigungspflicht hinsichtlich der Beseitigung audrücklich festgestellt wurde.

2.9 Österreich

Im österreichischen Strahlenschutzrecht, also im Strahlenschutzgesetz vom 11. Juli 1969 /55/, und in der Strahlenschutz-

verordnung vom 12. Januar 1972 /56/ finden sich zwar keine gesetzlichen Definitionen zu den Begriffen "radioaktiver Abfall" und "Beseitigung", es widmet sich aber gleichwohl ein spezieller Abschnitt in der Strahlenschutzverordnung der Beseitigung radioaktiver Abfälle. Eine Möglichkeit, schwach radioaktive Abfälle wie gewöhnliche Abfälle zu beseitigen, eröffnet § 92 der Strahlenschutzverordnung von 1972. Diese Vorschrift lautet: "Soweit es mit den Erfordernissen des Schutzes von Leben oder Gesundheit vereinbar ist, kann die Behörde zulassen, daß folgende radioaktive Abfälle wie inaktive Abfälle beseitigt werden dürfen:

- feste Abfälle, die radioaktive Stoffe mit Halbwertszeiten von mehr als 100 Tagen enthalten, sofern deren mittlere spezifische Aktivität 10 Mikrocurie pro m^3 nicht überschreitet;

- Abfälle, die radioaktive Stoffe mit Halbwertszeiten bis zu 100 Tagen enthalten, wenn die Aktivität der in der Abfallmenge enthaltenen radioaktiven Stoffe die in Anlage 3, Spalte 4, angegebenen Werte nicht überschreitet und innerhalb von drei Tagen nicht mehr als zehn solcher Abfallmengen getrennt beseitigt werden."

Die Anlage 3 zur Strahlenschutzverordnung enthält die allgemeinen Freigrenzenwerte für die Befreiung von der strahlenschutzrechtlichen Genehmigungspflicht (Bewilligungspflicht) und von der Anzeigepflicht (Meldepflicht). In § 92 der Strahlenschutzverordnung ist nicht gesagt, ob die Zulassung durch die zuständige Behörde allgemein erfolgt oder die Beseitigung wie gewöhnlicher Abfall jeweils beantragt werden muß. Man wird davon ausgehen können, daß regelmäßig in der Umgangs- oder Betriebsgenehmigung /57/ durch Bedingungen und Auflagen die Beseitigungsart ausdrücklich geregelt wird /58/.

2.10 Schweiz

Nach Anhang I der neuen Strahlenschutzverordnung der Schweiz von 1976 /59/, der einen ausführlichen Katalog von Begriffsbestimmungen enthält, werden radioaktive Abfälle wie folgt definiert:

- nicht mehr zu verwendende "offene" und "geschlossene radioaktive Strahlenquellen";

- Abfälle, die bei Arbeiten mit "offenen radioaktiven Strahlenquellen" entstehen;

- nicht mehr zu verwendende radioaktive und radioaktiv kontaminierte Gegenstände /60/.

Im Abschnitt 23 (radioaktive Strahlenquellen) widmet sich der Unterabschnitt 236 der Strahlenschutzverordnung den radioaktiven Abfällen. Die speziellen Abfallvorschriften der Strahlen-

schutzverordnung werden ergänzt durch die Verordnung über die Sammlung und Ablieferung radioaktiver Abfälle vom 18. März 1977 /61/.

Zunächst ist hinsichtlich der freien Abfallbeseitigung von Bedeutung, daß in dem Definitionenkatalog der Anlage I zur Strahlenschutzverordnung der Begriff der radioaktiven Stoffe dahin festgesetzt ist, daß dazu nur Stoffe oder Stoffgemische beliebiger chemischer Zusammensetzung und physikalischer Form gehören, die radioaktive Nuklide enthalten, deren Aktivitäten die in der Verordnung festgesetzten "Freigrenzen" übersteigen. Damit ist schon vorausgeklärt, daß der Gesetzgeber alle diejenigen Stoffe, die er wegen ihrer schwachen Radioaktivität als ungefährlich und keiner besonderen staatlichen Überwachung bedürftig ansieht, auch im Rechtssinne als radioaktive Stoffe bezeichnet, wenngleich diese Stoffe physikalisch (wenn auch in sehr geringem Maße) radioaktiv sind. In der Schweiz gibt es also eine beachtliche Kopplung von Definitionen und Freigrenzenregelung /62/.

Hinsichtlich der Beseitigung fester Abfälle ist nun in Art. 105 der Strahlenschutzverordnung vorgesehen, daß feste (radioaktive) Abfälle, deren spezifische Aktivität 20 Picocurie pro Gramm für Alphastrahler oder 20 Nanocurie pro Gramm für Betastrahler nicht übersteigt, wie inaktive Abfälle beseitigt werden dürfen. Es kommt dabei nicht darauf an, ob diese Abfälle aus genehmigungs- oder anzeigepflichtigem Umgang oder aus dem Betrieb von kerntechnischen Anlagen stammen oder nicht.

2.11 Vereinigtes Königreich Großbritannien und Nordirland

Eine eingehende rechtliche Regelung für die Beseitigung radioaktiver Abfälle ist in dem Radioactive Substances Act von 1960 geschaffen worden /63/. Diese Regelung schließt auch eine ausführliche Begriffsbestimmung in sich ein. Unter "Abfall" wird danach im britischen Strahlenschutzrecht verstanden: alle Reststoffe, Ausströmungen oder sonstigen unerwünschten Nebenerzeugnisse, die bei der Verwendung radioaktiver Stoffe oder bei einem Verfahren entstehen, sowie alle Stoffe oder Gegenstände, die wegen Bruchs, Abnutzung, Kontamination oder aus einem anderen Grunde unbrauchbar geworden sind und daher beseitigt werden müssen. "Radioaktive Abfälle" sind alle Abfälle, die ganz oder teilweise bestehen aus

- Stoffen oder Gegenständen, die als radioaktives Material anzusehen wären, wenn es sich bei ihnen nicht um Abfälle handeln würde, oder aus

- Stoffen oder Gegenständen, die bei der Herstellung, Aufbewahrung oder Verwendung von radioaktivem Material oder durch die Berührung oder die Nähe von anderen Abfällen kontaminiert worden sind.

Nach Art. 6 Abs. 1 des Radioactive Substances Act, 1960, besteht eine grundsätzliche Genehmigungspflicht für die Beseitigung radioaktiver Abfälle. Die Genehmigungspflicht entsteht, sobald der Genehmigungspflichtige weiß oder den Umständen nach annehmen muß, daß es sich um radioaktive Abfälle handelt. Eine Befreiung von der Genehmigungspflicht ist nach Abs. 4 des Art. 6 dann gegeben, wenn Uhren mit radioaktiven Leuchtfarben beseitigt werden sollen. Diese Ausnahme gilt jedoch dann nicht, wenn es sich um die Beseitigung solcher Uhren durch Fabrikations- oder Reparaturunternehmen handelt.

In Abs. 5 des Art. 6 wird der zuständige Minister ermächtigt, durch Verordnung (Order) bestimmte Arten radioaktiver Abfälle von der Genehmigungspflicht auszunehmen, und zwar entweder vorbehaltlos oder mit Beschränkungen oder Bedingungen. Von dieser Ermächtigung ist durch den Minister of Housing and Local Government mehrfach Gebrauch gemacht worden /64/. Zu nennen sind hier nur beispielhaft:

- The Radioactive Substances (Civil Defence) Exemption Order 1962 /65/,
- The Radioactive Substances (Electronic Valves) Exemption Order 1962 /66/,
- The Radioactive Substances (Testing Instruments) Exemption Order 1962 /67/,
- The Radioactive Substances (Luminous Articles) Exemption Order 1962 /68/,
- The Radioactive Substances (Phosphatic Substances, Rare Earths etc.) Exemption Order 1962 /69/,
- The Radioactive Substances (Uranium and Thorium) Exemption Order 1962 /70/,
- The Radioactive Substances (Prepared Uranium and Thorium Compounds) Exemption Order 1962 /71/,
- The Radioactive Substances (Waste Closed Sources) Exemption Order 1963 /72/,
- The Radioactive Substances (Schools etc.) Exemption Order 1963 /73/,
- The Radioactive Substances (Hospitals' Waste) Exemption Order 1963 /74/,
- The Radioactive Substances (Thorium-X) Exemption Order 1963 /75/.

Für die verschiedenen Tätigkeiten und radioaktiven Stoffe sind also je spezifische Abfallregelungen hinsichtlich der Freigabe ihrer Behandlung oder ihrer Ablieferung in einzelnen Exemption Orders getroffen worden.

2.12 Vereinigte Staaten von Amerika

Das Strahlenschutzrecht der USA ist sowohl im Bundesrecht als auch in den Rechtsvorschriften der Einzelstaaten (States) angesiedelt. Die meisten der Einzelstaaten haben Strahlenschutzgesetze oder -verordnungen erlassen. Glücklicherweise ist das Strahlenschutzrecht des Bundes und der Einzelstaaten in materieller Hinsicht in sehr weitgehendem Maße vereinheitlicht. Auch die Regelungen der Abfallbeseitigung sind in hohem Grade materiell gleich.

Im amerikanischen Atomenergiegesetz von 1954 /76/ finden sich bisher keine materiellen Spezialvorschriften über die Abfallbeseitigung. Für Tätigkeiten, die dem Recht der Nuclear Regulatory Commission unterliegen, finden die Strahlenschutzvorschriften des Parts 20 der United States Nuclear Regulatory Commission Regulations /77/ Anwendung. Unter der Überschrift "Waste Disposal" widmen sich die Sections 20.301-20.305 der Beseitigung radioaktiver Stoffe. Section 20.301 verbietet jedem Inhaber einer Genehmigung, die von der AEC oder nunmehr von der NRC erteilt ist, die Beseitigung des genehmigten Materials. Von diesem generellen Verbot bestehen Ausnahmen dann, wenn das Material an eine Person übertragen werden soll, die eine Genehmigung auf Grund der NRC-Regulations besitzt, oder wenn die Beseitigung ausdrücklich von der NRC genehmigt wurde oder wenn die Beseitigung durch Ableitung in das Abwassersystem oder durch Vergraben im Erdboden oder durch zulässige Ableitung in den näher geregelten Konzentrationen in Wasser oder Luft erfolgt. Es muß hier davon abgesehen werden, die Regelungen dazu im einzelnen darzulegen. Zu erwähnen ist, daß die AEC bereits im Jahre 1974 vorgeschlagen hat, in die Regulations eine Bestimmung einzufügen, wonach es ausnahmslos unzulässig sei, Genehmigungen für die Beseitigung von Transuranen, also Nukliden mit einer höheren Atomnummer als 92, durch Vergraben in den Boden zu erteilen. Die vorgeschlagene Verbotsvorschrift ist jedoch bisher noch nicht in Kraft getreten /78/.

Die Beseitigung durch Vergraben der radioaktiven Stoffe im Erdboden ist in den USA nur gestattet, wenn die Gesamtmengen der radioaktiven Stoffe, die an irgendeinem Ort oder zu irgendeiner Zeit vergraben werden, im Zeitpunkt des Vergrabens das 1000fache des in der Anlage C zu Part 20 der NRC-Regulations enthaltenen Wertes nicht überschreitet, die Stoffe mindestens vier Fuß vergraben und die aufeinanderfolgenden Vergrabungen mindestens sechs Fuß voneinander getrennt sind und nicht mehr als zwölf Vergrabungen pro Jahr erfolgen. Die Anlage C enthält für alle Radionuklide die Aktivitätsfreigrenzen entsprechend ihrer Radiotoxizität.

In den Strahlenschutzvorschriften der einzelnen Bundesstaaten der USA ist auch die Freigrenzenregelung durchweg in Anlehnung an die Abfallbeseitigungsvorschriften der NRC-Regulations erfolgt /79/.

3. Freigrenzenregelungen im internationalen Recht

3.1 Europäische Atomgemeinschaft (EURATOM)

In den zur Zeit noch geltenden EURATOM-Grundnormen für den Gesundheitsschutz der Bevölkerung und der Arbeitskräfte gegen die Gefahren ionisierender Strahlungen (Richtlinien des Rates vom 1. Juni 1976) /80/ finden sich Anhaltspunkte auch für Freigrenzenregelungen für die Beseitigung radioaktiver Abfälle in den neun Mitgliedstaaten der Europäischen Gemeinschaften. Hinsichtlich des Anwendungsbereichs der Richtlinie ist in Art. 2 zunächst bestimmt, daß sie auch für die Beseitigung natürlicher und künstlicher radioaktiver Stoffe gilt /81/. Nach dem System der Grundnormen muß jeder Mitgliedstaat durch seine interne Gesetzgebung /82/ alle Tätigkeiten, für die die Richtlinien anwendbar sind, zumindest eine Anmeldepflicht einführen oder statt dessen eine Genehmigungspflicht, wenn unter Berücksichtigung der möglichen Gefahren und anderer sachdienlicher Erwägungen der Mitgliedstaat und seine gesetzgebenden Organe dies für erforderlich ansehen (Art. 3 Abs. 1 und 2 der Grundnormen). In Art. 4 der Grundnormen werden nun die Mitgliedstaaten ermächtigt und berechtigt, auf ein System der Anmeldung oder vorherigen Genehmigung in der nationalen Gesetzgebung zu verzichten, d.h. eine staatlich nicht überwachte Tätigkeit zuzulassen und damit einen Freiraum zu schaffen. Diese Freigrenzenregelung /83/ läßt hinsichtlich der Tätigkeiten mit radioaktiven Stoffen und damit offensichtlich auch einschließlich der Abfallbeseitigung den Verzicht auf die Genehmigungs- oder Anmeldepflicht zu:

- Tätigkeiten mit radioaktiven Stoffen, bei denen insgesamt die Werte des Anhangs I zu den EURATOM-Grundnormen (Aktivitätsgrenzwerte der verschiedenen Radionuklide) nicht überschritten werden;

- Tätigkeiten mit radioaktiven Stoffen, deren Konzentration weniger als 0,002 Mikrocurie pro Gramm beträgt; bei festen natürlichen radioaktiven Stoffen wird diese Grenze auf 0,01 Mikrocurie pro Gramm erhöht;

- Tätigkeiten mit Geräten, die ionisierende Strahlungen aussenden und radioaktive Stoffe enthalten, die die Aktivitätsgrenzwerte der Anlage überschreiten, unter der Voraussetzung, daß

  - die Bauart von der zuständigen nationalen Behörde zugelassen ist;

  - die Geräte gegenüber der potentiellen Gefahr derartige Vorteile bieten, daß ihre Verwendung nach Auffassung der zuständigen nationalen Behörde gerechtfertigt ist;

  - die Geräte als umschlossene Strahlenquellen ausgeführt sind und einen wirksamen Schutz gegen jede Berührung der radioaktiven Stoffe und gegen das Entweichen dieser Stoffe gewährleisten;

- die Dosisleistung an jedem beliebigen Punkt im Abstand von 0,1 m von der berührbaren Oberfläche des Gerätes unter normalen Betriebsbedingungen 0,1 mrem pro Stunde nicht überschreitet.

Die Mitgliedstaaten sind an diese Freigrenzenwerte und -bedingungen gebunden, jedenfalls insoweit, als sie keine höheren Werte bei ihrer Strahlenschutzregelung zulassen dürfen. Man wird grundsätzlich davon ausgehen müssen, daß die Mitgliedstaaten befugt bleiben, abweichend von den Richtliniengrenzwerten strengere innerstaatliche Grenzwerte auch hinsichtlich der Beseitigung radioaktiver Abfälle wie gewöhnliche Abfälle festzulegen /84/. Diese Auffassung findet auch darin eine Stütze, daß in dem Definitionenkatalog der Grundnormen (Art. 1c) der Begriff "radioaktiver Stoff" variabel und unbestimmt definiert ist. Ein radioaktiver Stoff ist danach ein Stoff, der ein oder mehrere Radionuklide, eine Aktivität oder Konzentration enthält, die aus Gründen des Strahlenschutzes nicht vernachlässigt werden kann. Kriterium dieser Definition ist also der Schutzzweck der einzelnen Strahlenschutzform. An dieser unscharfen Begriffsbestimmung wie auch an der Freigrenzenregelung soll sich außer der Umstellung der Aktivitätswerte auf Becquerel - soweit ersichtlich - durch die geplante Neufassung der EURATOM-Grundnormen nichts ändern /85/.

3.2 Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD)

Die erstmalig im Jahre 1959 vom Rat der damaligen OEEC (jetzt OECD) verabschiedeten, dann in den Jahren 1962 und 1970 geänderten "Grundnormen für den Strahlenschutz" /86/, die sich an die Mitgliedstaaten der OECD wenden und sie zu ausreichenden Schutzmaßnahmen verpflichten, beziehen sich ausdrücklich auch auf die Beseitigung radioaktiver Stoffe /87/. Da jedoch durch diese Grundnormen bestimmte verwaltungsrechtliche Verhaltensvorschriften in der Form von Verboten mit Genehmigungsvorbehalten oder Anzeigepflichten den Mitgliedstaaten nicht auferlegt werden, sondern die OECD-Grundnormen sich darauf beschränken, ein System von Dosisgrenzwerten für beruflich strahlenexponierte Personen, für einzelne Mitglieder der Bevölkerung und für die Gesamtbevölkerung festzulegen, entfällt damit auch die Voraussetzung für eine Freigrenzenregelung im engeren Sinne.

3.3 Internationale Atomenergie-Organisation (IAEO)

Die IAEO ist nach ihrer Satzung (Art. III A 6) /88/ befugt, Sicherheitsnormen aufzustellen oder zu beschließen, um die Gesundheit zu schützen und die Gefahren für Leben und Eigentum auf ein Mindestmaß herabzusetzen. Diese Sicherheitsnormen gelten aber in verbindlicher Weise nur für eigene Tätigkeiten sowie für die Tätigkeiten im Rahmen bilateraler oder multilate-

raler Abkommen der IAEO. Im übrigen haben die Sicherheitsnormen, veröffentlicht vor allem in der Safety-Series der IAEO /89/, für die Mitgliedstaaten der Organisation lediglich empfehlenden Charakter, aber faktisch natürlich eine große rechtsvereinheitlichende Bedeutung, da viele Staaten sie ihrer Strahlenschutzgesetzgebung zugrunde legen. Eine ganze Reihe von Standards der Safety-Series beschäftigt sich mit der Beseitigung radioaktiver Abfälle. Hier finden sich gelegentlich auch Hinweise auf die Möglichkeit, radioaktive Stoffe mit sehr schwacher Aktivität und kurzer Halbwertszeit wie normalen Abfall zu beseitigen /90/.

Im Jahre 1967 hat sich ein IAEA-Panel in Wien mit der Standardisierung der Kategorien der radioaktiven Abfälle beschäftigt /91/. Diese Arbeitsgruppe hat dabei auch die "lower limits of activity of Radioactive Wastes" diskutiert und dazu ausgeführt:

"The possibility of finding some figures below which the waste material can be considered as not being significantly radioactive was discussed. But the factors that influence this figure are very numerous and the local conditions differ to such an extent that it is not possible to establish any figures. It was recommended that the International Atomic Energy Agency should study this problem in the future. The classification of liquid, solid and gaseous wastes which are given above correspond to a certain level of activity. Below these figures there exist levels of activity which may be considered as negligible and consequently they may permit the disposal of wastes after certain measures of control have been caried out by the competent authority..." Die Arbeitsgruppe verweist dabei auf die Möglichkeit, Legaldefinitionen für den Begriff radioaktiver Stoff zu finden und dabei Definitionsgrenzwerte festzulegen. Solche Festlegungen sollten jedoch auf den internationalen Empfehlungen der "Basic Safety Standards for Radiation Protection" /92/ beruhen. In diesen IAEA-Grundnormen wird ebenfalls wie bei den Strahlenschutzgrundnormen von EURATOM davon ausgegangen, daß alle Tätigkeiten, die Strahlengefahren mit sich bringen, nach innerstaatlichem Recht bei der zuständigen Behörde zumindest angezeigt und dort registriert werden sollten, notwendigenfalls auch einer Genehmigungspflicht unterliegen müßten. Auf diese verwaltungsrechtlichen Überwachungsinstrumente könne aber verzichtet werden, wenn die zuständige Behörde davon überzeugt sei, daß die entstehenden Strahlendosen "will be trivial" /93/. Dies sei dann der Fall, wenn die Freigrenzenwerte in dem Anhang zu diesen Grundnormen unter Tafel II A und II B (letzte Spalte) bei dem Umgang mit radioaktiven Stoffen hinsichtlich der Gesamtaktivität nicht überschritten würden. Ferner gelten Tätigkeiten, bei denen radioaktive Stoffe Konzentrationen von 0,002 Mikrocurie pro Gramm und von 0,01 Mikrocurie pro Gramm im Falle von festen natürlichen radioaktiven Stoffen nicht überschreiten, nicht als überwachungsbedürftig.

4. Zusammenfassung

4.1 Die Beseitigung radioaktiver Abfälle hat durch die Novellierung des Atomgesetzes vom 30. August 1976 und durch die Strahlenschutzverordnung vom 13. Oktober 1976 eine rechtliche Neuregelung erfahren, die den bisherigen Rechtszustand insgesamt gesehen wesentlich verbessert und erweitert hat. Die Ermächtigung des Gesetzgebers, Schutzvorschriften für die Abfallbeseitigung zu erlassen, ist bisher erst teilweise ausgefüllt worden. Die Regelung der Abfallbeseitigung an verschiedenen Stellen des AtG und der StrlSchV, vor allem die nicht ausreichende räumliche und sachliche Bezugnahme der Genehmigungspflicht für die Beseitigung im Zweiten Teil (Überwachungsvorschriften) und der Ablieferungspflicht im Dritten Teil (Schutzvorschriften) der StrlSchV aufeinander erschwert das Verständnis, die Praktikabilität und die Auslegung der rechtlichen Normierungen.

4.2 Auf Grund der rechtstechnisch nicht gelungenen Formulierung der Freigrenzenregelung in § 4 Abs. 4 Nr. 2 e) StrlSchV stehen sich verschiedene Auslegungsmöglichkeiten gegenüber. Das Bundesministerium des Innern und der Länderausschuß für Atomkernenergie sind der Auffassung, daß diese Freigrenzenregelung sich nicht auf die genehmigungsbedürftigen Tätigkeiten beziehe. Der Referent ist gegenteiliger Ansicht.

4.3 Bei einer Novellierung der StrlSchV oder bei dem Erlaß einer besonderen Verordnung über die Beseitigung radioaktiver Abfälle sollte versucht werden, auf Grund der Vorschriften des AtG eine geschlossene, systematisch und terminologisch einheitliche Regelung zu finden. Dabei sollte die Beseitigungstätigkeit aus dem komplexen Umgangsbegriff herausgelöst und wie die Beförderung oder die Ein- und Ausfuhr rechtsbegrifflich und tatbestandsmäßig verselbständigt werden.

4.4 Bei einem verselbständigten Beseitigungstatbestand ist von der Ablieferungspflicht - wie in § 9 a Abs. 2 AtG vorgesehen - des Besitzers radioaktiven Abfalls auszugehen. Eine Befreiung von der Ablieferungspflicht und die Zulassung einer anderen Art der Beseitigung sollte als Ausnahmetatbestand mit Genehmigungsvorbehalt ohne Rechtsanspruch ausgestaltet werden. Daneben sollte unter Beachtung des Schutzzwecks des AtG eine Befreiung von der Ablieferungs- und von der Genehmigungspflicht dann eröffnet werden, wenn der radioaktive Abfall wegen seiner "geringfügigen Aktivität" eine "besondere Beseitigung" (§ 2 Abs. 2 AtG) nicht erfordert. Diese Freigrenzenregelung sollte nicht durch unbestimmte Rechtsbegriffe, sondern durch Verwendung konkreter Aktivitäts-, Konzentrations- und Mengenwerte getroffen werden. Es wäre zu erwägen, ob die Freigrenzenregelung eo ipso anwendbar sein sollte oder nur auf Grund einer besonderen Entscheidung der zu-

ständigen Behörde. Zu prüfen wäre auch, ob der Begriff des "radioaktiven Stoffs" durch konkrete Freigrenzenwerte etwa in § 2 Abs. 2 AtG eingegrenzt werden könnte (Definitionsfreigrenzen).

4.5 Bei einer neuen Konzeption der Beseitigungs- einschließlich der Freigrenzenregelung sollten die einschlägigen Vorschriften der DDR und ausländischer Staaten sowie die Bestimmungen und Empfehlungen internationaler Organisationen herangezogen werden. Auf die besonders klare und eindeutige Freigrenzenregelung in der Schweiz sei besonders hingewiesen. Die Grenze einer innerstaatlichen Freigrenzenregelung stellt für die Mitgliedstaaten der Europäischen Gemeinschaften Art. 4 der EURATOM-Grundnormen dar.

4.6 Es ist anzuregen, daß der Fachverband für Strahlenschutz durch eine Arbeitsgruppe die Probleme der Freigrenzenregelung de lege ferenda prüft sowie Lösungsvorschläge ausarbeitet und dem für den Strahlenschutz zuständigen Bundesminister zuleitet.

Literatur

/1/ Viertes Gesetz zur Änderung des Atomgesetzes vom 30. August 1976 (BGBl. 1976, I/2573)

/2/ Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV) vom 13. Oktober 1976 (BGBl. 1976, I/2905); Berichtigungen: BGBl. 1977, I/184, 269

/3/ Verordnung über den Strahlenschutz vom 30. Juni 1976 (Sammlung der eidgenössischen Gesetze 1976, S. 1573)

/4/ Bekanntmachung der Neufassung des Gesetzes über die friedliche Verwendung der Kernenergie (Atomgesetz) vom 31. Oktober 1976 (BGBl. 1976, I/3053); geändert durch Gesetz vom 3.12.1976 (BGBl. 1976, I/3281)

/5/ Vgl. zum Beispiel die Definitionen für radioaktiven Abfall in § 9a Abs. 1 AtG und in Anlage I zur StrlSchV sowie die unterschiedlichen Anlagenbezeichnungen in § 9a Abs. 3 AtG und in § 47 Abs. 1 StrlSchV

/6/ Vgl. im einzelnen Bischof, W., N. Pelzer und D. Rauschning: Das Recht der Beseitigung radioaktiver Abfälle, Systemstudie Radioaktive Abfälle in der Bundesrepublik Deutschland, herausgegeben vom Bundesministerium für Forschung und Technologie, Bd. 4, Hanau 1977;
zu den Problemen der Abfallbeseitigung auch Fischerhof, H.: Deutsches Atomgesetz und Strahlenschutzrecht, Kommentar, 2. Aufl., Bd. 1, Baden-Baden 1978, Erl. zu § 9a (S. 347 ff.); Zerlett/Kramer, Strahlenschutzverordnung, Kommentar,

Köln usw. 1977; Rosenbaum, O.: Die neue Strahlenschutzverordnung, 2. Aufl., Kissing, 1978

/7/ BGBl. 1965, I/1654

/8/ Pelzer, N.: Beseitigung radioaktiver Abfälle, in: Viertes Deutsches Atomrechts-Symposium Göttingen 1975, Köln usw. 1976, S. 225 ff.

/9/ Vgl. zu den Problemen der Freigrenzenregelungen Bischof, W., und N. Pelzer: Die Ausübung der staatlichen Kontrolle über die Einhaltung der Freigrenzen für radioaktive Stoffe in den Ländern der Europäischen Gemeinschaften, herausgegeben von der Kommission der Europäischen Gemeinschaften, Luxemburg, 1973 (EUR 4906 d)

/10/ Nuclear News 21 (1978), No. 14, S. 85 f.

/11/ Ich kann der Auffassung O. Rosenbaums (Fußn. 6, Erl. zu § 4, S. 22) nicht zustimmen, daß es sich bei § 4 Abs. 4 Nr. 2 e) StrlSchV nur um eine (eigentlich überflüssige) Klarstellungsvorschrift handele, vielmehr ergeben sich aus dieser Vorschrift ersichtlich und beabsichtigt materielle Wirkungen, die bei ihrem Fehlen nicht eintreten würden.

/12/ So auch Rosenbaum, O. (Fußn. 6, Erl. zu § 4, S. 23)

/13/ Rundschreiben des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V. 1978, Nr. 2, S. 12

/14/ Dabei war es gerade der Sinn der Freigrenzenfestlegungen in § 4 Abs. 4 Nr. 2 e) StrlSchV, der berechtigten Kritik an den Vorentwürfen zur StrlSchV zu begegnen, die spezifische Aktivität als Grenzwert für die Beseitigung von radioaktiven Abfällen als gewöhnlicher Abfall ausdrücklich in der Verordnung festzulegen. Eine solche Festlegung fehlte noch in dem Vorentwurf zur StrlSchV vom 24.3.1975, der den Diskussionen auf dem Vierten Deutschen Atomrechts-Symposium zugrunde lag. (Vgl. den Diskussionsbericht in: Viertes Deutsches Atomrechts-Symposium Göttingen 1975, Köln usw. 1976, S. 270 ff.)

/15/ Es war bisher nicht bekannt, daß bei dem Betrieb von Röntgengeräten Entsorgungsprobleme hinsichtlich radioaktiver Abfälle entstehen.

/16/ "Über die Sicherheit der Kernkraftwerke heute", Vortrag auf dem 6. Deutschen Atomrechts-Symposium am 8. Oktober 1979, 100 Seiten; veröffentlicht in: BullBReg. 1979, Nr. 122, S. 1134 ff.

/17/ BullBReg. 1979, Nr. 122, S. 1143

/18/ Bischof, W., N. Pelzer und D. Rauschning (Fußn. 6), S. 58 ff.; vgl. auch Pelzer N. (Fußn. 8), S. 234 f.;

ders., Rechtliche Überlegungen zur Entsorgung der Kernkraftwerke, in: Atomwirtschaft, 1977, S. 393 ff.

/19/ Vgl. dazu Bischof, W., und N. Pelzer: Die Ausübung der staatlichen Kontrolle... (Fußn. 9); Bischof, W.: International and national reglementation of radioactive effluents, II^{e} Symposium Internationale de Radioecologie, 19-22 juni 1979, Cadarache, 15 Seiten

/20/ GBl. DDR 1969 II 627

/21/ GBl. DDR 1969 II 635

/22/ Mitteilungen des Staatlichen Amtes für Atomsicherheit und Strahlenschutz 1975, Nr. 5

/23/ Nr. 2 der Anlage zur Strahlenschutzverordnung von 1969 (Fußn. 20)

/24/ Nr. 17 der Anlage zur Strahlenschutzverordnung von 1969 (Fußn. 20)

/25/ § 22 Abs. 3 der Ersten Durchführungsbestimmung zur Strahlenschutzverordnung 1969 (Fußn. 21)

/26/ § 22 Abs. 2 der Ersten Durchführungsbestimmung zur Strahlenschutzverordnung 1969 (Fußn. 21)

/27/ Arrêté royal portant règlement général de la protection de la population et des travailleurs contre le danger des radiations ionisantes (Moniteur Belge du 16 mai 1963, p. 5206; Rectification MB 1963, p. 7659 et 9357). Änderungen vom 17.5.1966 (MB 1966, p. 5956); 22.5.1967 (MB 1967, p. 9272), 23.12.1970 (MB 1971, p. 1962), 23.5. 1972 (MB 1972, p. 7581) und 24.5.1977 (MB 1977, p. 8844). Zum belgischen Strahlenschutzrecht vgl. Bischof, W., und N. Pelzer: Das Strahlenschutzrecht in den Mitgliedstaaten der Europäischen Gemeinschaften, Bd. 1, Baden-Baden (erscheint 1979)

/28/ Zur Freigrenzenregelung im belgischen Strahlenschutzrecht vgl. Bischof, W., und N. Pelzer: Die Ausübung der staatlichen Kontrolle... (Fußn. 9), S. 13 ff.

/29/ Établissements de la Classe IV (Art. 3.1. d) der Strahlenschutzverordnung von 1963)

/30/ Vgl. Art. 9 Satz 2: "Toutefois ils sont tenus au respect des autres dispositions du présent règlement"

/31/ Lov No. 94 om brug m. v. af radioactive stoffer, 31. marts 1953 (Lovtidende A 1953, p. 193)

/32/ Bekendtgørelse No. 574 om sikkerhedsforanstaltninger ved brug m. v. af radioactive stoffer, 20. november 1975 (Lovtidende A 1975, p. 1689)

/33/ Vgl. Bischof, W.: Die französische Gesetzgebung auf dem Gebiete des Atomenergierechts, in: Wirtschaft und Atomenergie im internationalen Recht, Institutsfestgabe für Georg Erler, Göttingen, 1965, S. 283 ff.; Hébert, J.: Das französische Kernenergierecht, Göttingen, 1974

/34/ Zur Freigrenzenregelung in Frankreich vgl. Bischof, W., und N. Pelzer: Die Ausübung der staatlichen Kontrolle... (Fußn. 9), S. 193 ff.

/35/ Décret No. 66-450 relatif aux principes généraux de protection contre les rayonnements ionisants (Journal officiel de la République francaise du 30 juin 1966, p. 5490)

/36/ Art. 3 Décret No. 66-450 du 20 juin 1966 (Fußn. 35)

/37/ Décret No. 63-1228 du 11 decembre 1963 relatif aux installations nucléaires (J. o. du 14 décembre 1963, p. 11 092). Dazu Hébert, J., in: atw 1964, S. 489

/38/ Décret No. 73-405 du 27 mars 1973 modifiant le décret no. 63-1228 (J.o. du 4 avril 1973, p. 4798). Vgl. dazu Bischof, W., in: atw 1974, S. 489

/39/ J.o. du 6 juin 1970, p. 5280

/40/ Décret No. 67-228 du 15 mars portant règlement d'administration publique relatif à la protection des travailleurs contre les dangers des rayonnements ionisants (J.o. du 22 mars 1967, p. 2754)

/41/ Health Act, 1953 (Act No. 26 of 1953) (The Acts of the Oireachtas 1953, p. 357); Factories Act, 1955 (Act No. 10 of 1955); Nuclear Energy (Nuclear Energy Board) Act 1971 (Act No. 12 of 1971); Factories Ionising Radiations (Sealed Sources) Regulations, 1972 (Statutory Instruments 1972, No. 17); Factories Ionising Radiations (Unsealed Radioactive Substances) Regulations 1972 (Statutory Instruments 1972, No. 243)

/42/ Nuclear Energy (General control of fissile fuels, radioactive substances and irradiating apparators) Order, 1977 (Statutory Instruments No. 166 of 1977)

/43/ Decreto del Presidente della Repubblica 13 febbrario 1964, n. 185 (Gazzetta Ufficiale 1964, n. 95, Supplemento ordinario). Textabdruck mit deutscher Übersetzung in "Italien (2)", bearb. von W. Bischof und H.L. Bauer, Schriftenreihe Kernenergierecht, Bd. 14, München, 1969, S. 48 ff.

/44/ Zum italienischen Recht der Abfallbeseitigung vgl. Nocera, F., in: Notiziario 1970, n. 11, p. 103

/45/ Decreto ministeriale 14 luglio 1970 (Gazzetta Uffciale 1970, N. 255, p. 6619). Zur italienischen Freigrenzenregelung allgemein Bischof, W., und N. Pelzer: Die Ausübung der staatlichen Kontrolle... (Fußn. 9), S. 237 ff.

/46/ Decreto del Presidente della Repubblica 5 dicembre 1969, n. 1303 (Gazzetta Ufficiale 1970, n. 112, p. 2788)

/47/ Loi du 25 mars 1963 concernant la protection de la population contre les dangers résultant des radiations ionisantes (Mémorial A 1963, no. 18, p. 227)

/48/ Règlement grand-ducal du 8 février 1967 portant sur l´ éxécution de la loi du 25 mars 1963 concernant la protection de la population contre les dangers résultant des radiations ionisantes (Mémorial A 1967, No. 15, p. 142)

/49/ Zum luxemburgischen Strahlenschutzrecht vgl. Bischof, W., und N. Pelzer: Das Strahlenschutzrecht in den Mitgliedstaaten der Europäischen Gemeinschaften, Bd. 1, Baden-Baden, 1979. Zur luxemburgischen Freigrenzenregelung vgl. Bischof, W., und N. Pelzer: Die Ausübung der staatlichen Kontrolle... (Fußn. 9), S. 325 ff.

/50/ Zum Recht der Beseitigung radioaktiver Abfälle in den Niederlanden vgl. im einzelnen Bischof, W., und N. Pelzer: Das Strahlenschutzrecht in den Mitgliedstaaten der Europäischen Gemeinschaften, Bd. I, Baden-Baden, 1979

/51/ Kernergiewet (Staatsblad 1963, 82). Textabdruck mit deutscher Übersetzung, in: Kernenergierecht Niederlande, bearb. von W. Bischof, Schriftenreihe des Bundesministeriums des Innern, Bd. 5, Stuttgart usw. 1976, Nr. 1 (S. 14 ff.)

/52/ Staatsblad 1969, 404; Änderungen vom 17.6.1971 (Staatsblad 1971, 430) und vom 11.8.1973 (Staatsblad 1973, 504). Vgl. Kernenrgierecht Niederlande (Fußn. 51), Nr. 38 (S. 468 ff.)

/53/ Zur Freigrenzenregelung in den Niederlanden vgl. Bischof, W., und N. Pelzer: Die Ausübung der staatlichen Kontrolle... (Fußn. 9), S. 349 ff.

/54/ Nederlandse Staatscourant, 2 december 1969, Nr. 234, p. 6 = Kernenergierecht Niederlande (Fußn. 51), Nr. 44 (S. 556 ff.)

/55/ Bundesgesetz vom 11. Juni 1969 über Maßnahmen zum Schutz des Lebens oder der Gesundheit von Menschen einschließlich ihrer Nachkommenschaft vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzgesetz) (BGBl. für die Republik Österreich 1969, Nr. 62, S. 1337)

/56/ Verordnung vom 12. Januar 1972 (ÖBGBl. 1972, Nr. 15, S. 481)

/57/ Vgl. §§ 6, 7 und 10 des Strahlenschutzgesetzes von 1969 (Fußn. 55)

/58/ So offensichtlich auch Moser, B.: Strahlenschutzverordnung, Kommentar, 2. Aufl., Wien, 1978, Anm. 1 zu § 92, S. 73

/59/ Vgl. Fußn. 3

/60/ Diese Definition stimmt vollständig überein mit der entsprechenden Begriffsbestimmung im Anhang I der früheren Strahlenschutzverordnung vom 19.4.1963 (Sammlung der eidgenössischen Gesetze 1963, S. 273)

/61/ Sammlung der eidgenössischen Gesetze 1977, Nr. 14, S. 597. Vgl. dazu den Vortrag auf dieser Tagung von W. Hunzinger: Die schweizerische Verordnung über die Sammlung und Ablieferung radioaktiver Abfälle

/62/ Vgl. dazu auch die Begriffsbestimmungen in den EURATOM-Strahlenschutzgrundnormen (siehe unter Abschnitt 3., 3.1)

/63/ Act of June 2nd, 1960 (8 & 9 Eliz. 2 Ch. 34)

/64/ Daneben sind entsprechende Freistellungsverordnungen für Schottland durch den Secretary of State erlassen worden. Vgl. die Nachweise im Göttinger Atomrechtskatalog, Bd. 21, bearb. von G. Zieger und G. Strauch, Göttingen, Institut für Völkerrecht, 1970

/65/ Statutory Instruments (S. I.) 1962, No. 2641

/66/ S.I. 1962, No. 2642

/67/ S.I. 1962, No. 2643

/68/ S.I. 1962, No. 2644

/69/ S.I. 1962, No. 2648

/70/ S.I. 1962, No. 2710

/71/ S.I. 1962, No. 2711

/72/ S.I. 1963, No. 1831

/73/ S.I. 1963, No. 1832

/74/ S.I. 1963, No. 1833

/75/ S.I. 1963, No. 1834

/76/ The Atomic Energy Act of 1954, as amended (Public Law 83-703, 68 Stat. 919), August 30, 1954. Durch Public-Law 95-604 (Gesetz vom 8. November 1978) wurden jedoch im neu eingefügten Art. 275 des Atomenergiegesetzes Gesund-

heits- und Umweltstandards für Uranverwertungsrückstände (Uranium Mill Tailings) vorgesehen.

/77/ United States Nuclear Regulatory Commission Regulations (Title 10, Chapter 1, Code of Federal Regulations)

/78/ Notice in Federal Register of September 12, 1974 (39 F. R. 32 921)

/79/ Z.B. New York City Health Code (Article 175: Radiological Hazards); California Radiation Control Regulations (Title 17 Public Health of the California Administrative Code), Art. 5 Waste Disposal (Sections 30285-30288, Section 30356)

/80/ 76/579/EURATOM (ABlEG 1976, Nr. L 187/1)

/81/ Der Begriff "radioaktiver Abfall" wird in den EURATOM-Grundnormen nicht verwendet.

/82/ Vgl. dazu Bischof, W., und N. Pelzer: Die Ausübung der staatlichen Kontrolle... (Fußn. 9). Diese Studie gibt die Freigrenzenregelungen in den sechs ursprünglichen Mitgliedstaaten der Europäischen Atomgemeinschaften nach dem Stand von Ende 1972 wieder.

/83/ Das in Art. 5 der Strahlenschutzgrundnormen enthaltene absolute Verbot einer Freigrenzenregelung bezieht sich nicht auf die Abfallbeseitigung.

/84/ Über die verschiedenen Auffassungen zur Bindungswirkung der Grundnormen vgl. Bischof, W.: Internationale Rechtsgrundlagen des Entwurfs der Strahlenschutzverordnung, in: Viertes Deutsches Atomrechts-Symposium Göttingen 1975, Köln usw. 1976, S. 39 ff. (56 ff.)

/85/ Vorschlag einer Richtlinie (EURATOM) des Rates zur Abänderung der Richtlinien, mit denen die Grundnormen für den Gesundheitsschutz der Bevölkerung und der Arbeitskräfte gegen die Gefahren ionisierender Strahlungen festgelegt wurden, KOM (78) 605 endg. = Europäisches Parlament 1978/79, Dokument Nr. 619/78 = Bundestags-Drucks. 8/2967.

/86/ BGBl. 1961, II/806; 1964, II/857; 1970, II/208; vgl. dazu Bischof, W. (Fußn. 84), S. 44 ff.

/87/ Ziffer I (1) des Ratsbeschlusses der OECD vom 12.6.1959/18.12.1962

/88/ Vom 26.10.1956; Änderungen vom 4.10.1961 und 28.9.1971 (BGBl. 1957, II/1357; 1958, II/2; 1963, II/329; 1971, II/849)

/89/ Vgl. z.B. IAEA Safety-Series Nos. 5, 10, 12, 15, 19, 24, 28, 36

/90/ The Management of Radioactive Wastes Produced by Radioisotope Users, IAEA, Vienna, 1965, Safety-Series No. 12, 3.1.6: "Solid wastes containing only short-lived radioisotopes can be stored until their activity has decayed to such unsignificant levels that they can be disposed of safely with normal refuse"

/91/ Standardization of radioactive waste categories, IAEA Technical Reports Series No. 101, Vienna, 1970

/92/ IAEA Safety-Series No. 9, 1967, Edition, Vienna, 1967

/93/ Part 5.1.1.3, IAEA Safety-Series No. 9 (Fußn. 92), S. 20

DEUTSCHE UND INTERNATIONALE NORMUNG AUF DEM GEBIET DES KERNBRENNSTOFFKREISLAUFES

K. Becker

Normenausschuß Kerntechnik (NKe)
des Deutschen Instituts für Normung e.V., Berlin

Kurzfassung

Seit einigen Jahren koordiniert der NKe nationale sowie im Rahmen der Internationalen Normenorganisation ISO globale Bemühungen um die Kodifizierung von Verfahren, welche für die verschiedenen Phasen des Kernbrennstoffkreislaufes von Bedeutung sind. Auswahl der Themen und Festlegung der Prioritäten obliegen Lenkungsausschüssen, die mit Fachleuten in leitenden Positionen besetzt sind. Die Ausarbeitung der Normvorlagen erfolgt dann durch Arbeitsgremien, in denen die führenden Spezialisten des betreffenden Teilgebietes zusammenarbeiten.

In der Bundesrepublik wurden u.a. die Kennzeichnung von Brennelementen und Fragen der Kritikalitätssicherheit bereits in Normen geregelt, während sich Normen zur Klassifizierung von radioaktiven Abfällen, die Lagerung von unbestrahlten Kernbrennstoffen, Lagerbecken und Komponenten für Lagerbeckenhäuser usw. noch in verschiedenen Stadien der Vorbereitung befinden.

Die einschlägige internationale Normung in ISO/TC 85/SC 2 "Nuclear Fuel Technology", für die das Sekretariat beim NKe liegt, hat in sieben Arbeitsgruppen zahlreiche Themen in Arbeit, u.a.

- Analysenverfahren für UO_2 und UF_6,
- Meßverfahren zur Charakterisierung von Input und Endprodukten der Wiederaufarbeitungsanlagen,
- Transportbehälter für UF_6,
- Kritikalitätsnachweis und Alarmanlagen,
- Meßverfahren für verfestigte Abfälle. (Entwürfe über Auslaugtests und Bestrahlungsresistenz wurden kürzlich abgeschlossen.)

Die Vorhaben werden unter besonderer Berücksichtigung der Strahlenschutzaspekte zusammenfassend dargestellt.

Abstract

For some years now, the NKe[1]) is coordinating national as well as - within the scope of the International Organization for Standardization (ISO) - global efforts for codification of methods that are important for the different stages of the nuclear fuel cycle. Selection of themes and establishment of priorities is the task of steering committees which comprise experts in executive positions. Draft standards are worked out by working groups in which the leading experts of the respective field cooperate.

In the Federal Republic the identification of fuel elements and aspects of criticality safety were, among others, already laid down in standards, whereas standards classifying radioactive wastes, storage of unirradiated nuclear fuels, fuel storage ponds, and components of fuel pond buildings etc. are still in different states of preparation.

The relevant international standardization in ISO/TC 85/SC 2 "Nuclear Fuel Technology", for which the secretariat is with NKe, has under work a number of subjects in seven task groups; among others

- methods of analysis for UO_2 and UF_6,
- methods of measurement for characterizing input and final products of reprocessing plants,
- transport containers for UF_6,
- criticality detection and alarm devices,
- methods of measurement for solidified wastes. (Drafts on leach tests and irradiation resistance have recently been completed.)

The projects are summarized with particular attention given to radiological protection aspects.

1. Nationale Arbeiten

Mit der schnell zunehmenden Bedeutung, die der Brennstoffkreislauf in der Kerntechnik gewinnt, ergibt sich auch ein steigender Bedarf an nationalen und internationalen normativen Festlegungen auf diesem Gebiet, in denen zum Teil ein bereits existierender Stand der Technik zunächst fest- und später fortgeschrieben werden muß, in anderen Fällen jedoch auch "antizipierend" vorzugehen ist. Der für die kerntechnische Normung in der Bundesrepublik zuständige Normenausschuß Kerntechnik (NKe) im DIN Deutsches Institut für Normung in Berlin ist bemüht, diesen Bedürfnissen adäquat Rechnung zu tragen. Im folgenden werden seine relevanten Arbeiten kurz dargestellt.

---

[1]) *Nuclear Standards Committee*

Zunächst seien die nationalen Arbeiten kurz umrissen: Bis zum September 1976 gliederte sich die Tätigkeit des NKe in die drei Fachbereiche "Kommunikative Grundlagen", "Strahlenschutztechnik" und "Reaktortechnik und -sicherheit". Dazu kam dann der neue Fachbereich 4 "Kernbrennstofftechnologie", teils aus der sachlichen Notwendigkeit heraus, auf diesem Gebiet deutsche Normen zu erstellen, teils weil ein nationales Spiegelgremium für ein inzwischen gegründetes internationales Komitee benötigt wurde. Die Gründungssitzung fand 1976 in Berlin unter Leitung von Dr. W. Schüller, GWK, und Teilnahme maßgeblicher Vertreter aller fünf etwa interessenparitätisch im NKe vertretenen Gruppen (Behörden, Hersteller, Betreiber, Gutachter sowie Hochschule und Großforschung) statt. Weitere Sitzungen folgten 1977 in Mannheim und Frankfurt sowie 1978 in Hannover und Berlin. Auf der letzten Sitzung wurde Dr. H. Kornbichler, Uranit, zum neuen Vorsitzenden gewählt.

Wichtige Ergebnisse waren zunächst die Aufstellung einer Prioritätenliste, wobei es nicht immer einfach war, die richtigen Kompromisse zwischen dem für wünschenswert Erachteten und dem derzeit auch schon nach überwiegender Ansicht zügig und gut Durchführbaren zu finden. Dann mußten Arbeitsgremien gegründet und aktiviert werden, wobei leider eine gewisse Zurückhaltung der einen oder anderen wichtigen Gruppe sowie Kapazitätsprobleme in der NKe-Geschäftsstelle gelegentlich etwas hemmend wirkten.

Ein besonderer Aspekt, der zunächst zu klären war, betraf die möglichen Aktivitäten des Kerntechnischen Ausschusses (KTA) auf diesem Gebiet. Bekanntlich ist der KTA beim Bundesminister des Innern (BMI) in der Bundesrepublik für die Aufstellung kerntechnischer Sicherheitsregeln zuständig. Die Zusammenarbeit zwischen DIN und KTA ist durch eine im April 1977 abgeschlossene Vereinbarung geregelt. Da gelegentlich versucht worden ist, für Kernkraftwerke erstellte KTA-Regeln auch in wenig sinnvoller Weise auf sonstige Einrichtungen des Brennstoffkreislaufes auszudehnen, stand 1977/78 zur Diskussion, eventuell einen speziellen Unterausschuß "Brennstoffkreislauf" des KTA zu gründen.

Eingehende Erörterungen besonders im Programm-Unterausschuß des KTA und eine Anhörung der betroffenen Industriekreise führten jedoch zu dem Ergebnis, daß der KTA auf diesem Gebiet vorerst nicht aktiv werden solle - teils wegen der bereits angelaufenen Arbeiten im NKe, teils wegen der Schwierigkeiten, den personell im wesentlichen auf Kernkraftwerke festgelegten Sachverstand des KTA entsprechend zu erweitern, ohne die Kapazitäten voll auslastende derzeit laufende Regelprogramme damit möglicherweise zu verzögern. Es wurde beschlossen, daß der NKe-Geschäftsführer, soweit Belange des Kernbrennstoffkreislaufes betroffen sind, die Kontakte zwischen KTA und DIN wahrnimmt.

Die acht Arbeitsausschüsse (AA), die im Fachbereich "Kernbrennstofftechnologie" des NKe derzeit existieren, lassen sich wie folgt kurz charakterisieren:

1. Die Arbeit des AA 4.1 "Brennelementidentifizierung" (Obmann Dr. Chr. Brückner, KfK) ruht mit Verabschiedung der ersten Norm DIN 25 433 "Kennzeichnung von Brennelementen für Leistungsreaktoren", die auch als Europäische Norm vorgeschlagen worden ist.

2. Im AA 4.2 "Kritikalitätssicherheit" (Obmann W. Thomas, GRS) wurden bisher folgende sieben Teile einer umfangreichen Norm über die Kritikalitätssicherheit zahlreicher Systeme erarbeitet:

DIN 25 403	T.1	Grundsätze der Kritikalitätssicherheit bei der Herstellung und Handhabung von Kernbrennstoffen
	T.2	Kritikalitätssicherheit bei der Herstellung und Handhabung von Kernbrennstoffen; Kritikalitätsdaten für Uran-235-Metall-Leichtwasser-Mischungen
	T.3	desgl. für Plutonium-239-Metall
	T.4	desgl. für Uran-235-Dioxid
	T.5	desgl. für Plutonium-239-Dioxid
	T.6	desgl. für Plutonium-239-Nitrat
	T.7	desgl. für niedrig angereicherte Urandioxid-Stabgitter in Wasser

   Mit einem etwas abweichenden Thema beschäftigt sich die Norm DIN 25 421 "Verwendung von Borsilikatglas-Raschigringen als Neutronenabsorber in Spaltstofflösungen".

3. Der AA 4.3 "Klassifizierung von radioaktivem Abfall" unter Leitung von Herrn Körner, Gewerbeaufsicht Hessen, ist dabei, unter besonders reger Beteiligung der Behörden eine Normentwurfsvorlage DIN 25 457, in der besonders die Bedürfnisse der Landessammelstellen Berücksichtigung finden, zu erarbeiten.

4. Ein AA 4.4 "Transportbehälter" ist noch in einer relativ frühen Phase seiner Tätigkeit.

5. Der AA 4.5 "Wasserbecken", der aus dem analogen AA 3.18 für Kernkraftwerke hervorgegangen ist, hat einen Normentwurf DIN 25 460 "Lagerbecken für Brennelemente in Wiederaufarbeitungsanlagen und Zwischenlagerbecken" in Vorbereitung.

6. Im AA 4.6 "Lagerung von unbestrahlten Kernbrennstoffen" wird der Normentwurf DIN 25 454 "Kerntechnische Anlagen; Sicherheitstechnische Anforderungen an die trockene Lagerung von niedrig angereichertem, unmoderiertem Uranoxid" vorbereitet.

7. Das bisherige Arbeitsergebnis des AA 4.7 "Armaturen, Rohrleitungen, Fördermittel, Pumpen" (Obmann Hoth, BBC) ist ein Arbeitspapier zur Vorbereitung von DIN 25 461 "Armaturen für Zwischenlagerung, Konversion und Wiederaufarbeitung".

8. Im AA 4.8 "Lüftungs- und Abgasanlagen in kerntechnischen Anlagen" (Obmann Dr. Schikarski, KfK) liegen noch keine schriftlichen Ergebnisse vor.

Alle DIN-Normen können beim Beuth-Verlag bezogen werden.

2. Internationale Arbeiten

Da die IAEA bislang auf diesem Gebiet noch nicht aktiv geworden ist (was langfristig allerdings geplant ist), liegt die Aufgabe, weltweite Festlegungen zu treffen, praktisch ausschließlich beim Unterkomitee (SC) 5 "Nuclear Fuel Technology" des Technischen Komitees (TC) 85 "Nuclear Energy" der Internationalen Normenorganisation ISO. Die Sekretariate von TC 85 wie auch vom SC 5 werden vom NKe betreut. Der Vorsitzende des FB 4 des NKe und des SC 5 der ISO sind ebenfalls identisch.

Das ISO/TC 85/SC 5 wurde 1974 in New York gegründet und tagte seither noch 1975 in Berlin, 1977 in Karlsruhe und 1979 in Berlin. Hauptthemen der ersten Sitzungen waren die Aufstellung eines Arbeitsprogrammes und die Organisation der Arbeitsgruppen, wobei besonderer Wert darauf gelegt wurde, eine mögliche Redundanz mit nationalen Projekten zu vermeiden. Elf Länder (China, Deutschland, Finnland, Frankreich, Großbritannien, Italien, Japan, Jugoslawien, Österreich, Schweden und die USA) nehmen aktiv, sechs weitere (Australien, Belgien, Ghana, Kanada, Mexiko und Polen) beobachtend und drei internationale Organisationen (IAEA, EG und IUPAC) als Gäste an der Arbeit teil. Auf der letzten Sitzung in Berlin waren z.B. 33 Delegierte aus vierzehn Ländern vertreten.

Derzeit sind sieben Arbeitsgruppen (WG) tätig, die mit unterschiedlicher Intensität an etwa zwanzig Normenvorhaben arbeiten, und zwar:

- WG 1: Measurement Techniques for Chemical and Isotopic Analysis of UO_2 and UF_6 (Sekretariat Schweden)
- WG 2: Measurement Techniques for Physical Properties of UO_2 Powder and Pellets (Schweden)
- WG 3: Measurement Methods for Input Determination and End Products of Reprocessing Plants and Code of Good Practice for End Products Specification (Frankreich)
- WG 4: Standardization for Transport Containers for UF_6 (Großbritannien)
- WG 5: Standardization of Measurement Methods for the Characterization of Solid and Solidified Waste (Bundesrepublik Deutschland)
- WG 6: Standardization of Performance Requirements and Testing Procedures for Criticality Detection and Alarm Equipment (USA)

- WG 7: Standard Model for Calculating Environmental Exposures from Gaseous Effluents (USA)

In fortgeschrittenen Stadien der Erarbeitung bzw. im Abstimmungsverfahren, das der Veröffentlichung als "Draft International Standard" vorausgeht, befinden sich derzeit u.a. folgende Dokumente:

- Bestimmung des Urangehaltes in Pulvern und Pellets,
- Bestimmung von Cl und F in nuklearreinem UO_2,
- Messung von Mikrostruktur und Korngrößen in UO_2-Pellets,
- Oberflächenrauhigkeit von Pellets,
- Transportbehälter für UF_6,
- Standardverfahren zur Prüfung der Bestrahlungsbeständigkeit verglaster radioaktiver Abfälle,
- Methode zur Messung der Langzeit-Auslaugbeständigkeit verfestigter radioaktiver Abfälle,
- Schnellverfahren nach dem Soxhlet-Verfahren zum Grob-Test der Auslaugbeständigkeit verfestigter Abfälle,
- Anforderungen an und Prüfverfahren für Kritikalitätsnachweis- und Alarmvorrichtungen.

Die Zielsetzung der einschlägigen ISO-Normung war mehrfach Gegenstand ausführlicher Diskussionen. Es wurde dabei klar festgestellt, daß es nicht primäre Aufgabe der ISO-Normen sein kann, erzieherische oder Entwicklungshilfe-Aufgaben zu erfüllen, sondern vor allem den mitarbeitenden Ländern im grenzüberschreitenden Güterverkehr und im Gebrauch einheitlicher Verfahren zu helfen.

Sowohl im nationalen wie auch im internationalen Bereich werden die Themenkataloge und Prioritäten gerade in diesen Monaten wieder einer kritischen Überprüfung unterzogen. So wurde z.B. auf Anregung der ESARDA (European Safeguards Research and Development Association) beschlossen, künftig der Normung im Zusammenhang mit Safeguards und Nonproliferation hohe Priorität einzuräumen. Wir möchten alle Fachleute bitten, uns ihre Anregungen für neue, wirklich bedeutsame und konsensfähige Themen zu übermitteln. (Allerdings muß man auch bedenken, daß Normung zeitlich und finanziell recht aufwendig ist und nur mit Bedacht in solchen Fällen angewandt werden sollte, in denen sich eine andere vielleicht informellere Abstimmung nicht realisieren läßt.) Vor allem aber ist uns an einer aktiven Mitarbeit der besten Fachleute in den auf diesem wichtigen Gebiet tätigen Arbeitsgremien gelegen.

2. Sitzung

Anfall, Behandlung und Zwischenlagerung - Teil 1

BEHANDLUNG UND BESEITIGUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE IN DEN CHEMISCHEN INSTITUTEN DER KERNFORSCHUNGSANLAGE JÜLICH

J. Knieper, W. Friedrich, K. Komnick,
H. Printz und P.F. Sauermann

Institut für Chemie der Kernforschungsanlage Jülich GmbH

Kurzfassung

Aus der Sicht des Strahlenschutzes liegen in den Chemischen Instituten der Kernforschungsanlage Jülich (KFA) die Schwerpunkte des Umganges mit offenen radioaktiven Stoffen bei der Erzeugung und Verarbeitung überwiegend kurzlebiger Radionuklide für die Nuklearmedizin sowie auf dem Gebiet der Fusionsreaktortechnologie. Die hierbei anfallenden gasförmigen, flüssigen und festen radioaktiven Abfälle sind in unterschiedlicher Weise mit anderen chemischen Abfällen, wie beispielsweise organischen Lösungsmitteln, Ölen oder Säuren, verunreinigt. Es werden die Probleme beschrieben, die sich hieraus ergeben, sowie die Lösungen, welche gefunden wurden, eine gefahrlose Beseitigung dieser Abfälle sicherzustellen.

Insbesondere wird auch auf die Schwierigkeiten eingegangen, die einer sicheren Handhabung tritiumhaltiger Abfälle im Wege stehen. Schließlich werden einfache, im Labormaßstab leicht zu verifizierende Verfahren zur Konditionierung gasförmiger und flüssiger tritiumhaltiger Abfälle beschrieben.

Abstract

From the view of radiological protection, the points of main effort in handling unsealed radioactive waste in the chemical institutes of the KFA lie in the production and treatment of largely short-lived radionuclides for nuclear medicine as well as in the field of fusion reactor technology. The arising gaseous, liquid, and solid radioactive wastes are in different ways polluted with other chemical wastes, as e.g. organic solvents, oils or acids. There are described the problems resulting from it as well as solutions that were found in order to ensure a safe disposal of these wastes.

In particular, there is dealt with the difficulties that are in the way of safely handling tritium-containing wastes. Finally, there are described simple methods for conditioning gaseous and liquid tritium-containing wastes, which are easily to be verified on a laboratory scale.

1. Art, Umfang und Zusammensetzung der radioaktiven Abfälle

Die radioaktiven Abfälle werden nach Feststoffen (brennbar, nicht brennbar), Flüssigkeiten (wäßrig, organisch), Gasen und gär- oder faulfähigen Stoffen (z.B. Tierkadaver) getrennt gesammelt. Außer nach den chemisch-physikalischen, werden Abfälle auch nach radiologischen Eigenschaften eingeteilt (Tabelle 1).

Behälter-Typ	Abfallcharakterisierung			Nuklide	Abfallvolumen [l] 1978	Aktivität [mCi]
RR-Faß (m. PE-Sack)	fest	n. brennbar brennbar pakettierbar	0,2 rem/h (2m J/kg·h)	Br-82 H-3 J-125 Cs-137 J-131 Cr-51 Tc-99 Co-60 Eu-152 Mo-99 Nb-95 Y-88 Ru-106 C-14	12600	Gesamt: 17003
RS-Faß (m. PE-Sack)	fest	pakettierbar	"			davon: 16500 ^{3}H
Papp-Behälter	fest	n. brennbar pakettierbar	"		120	
PE-Behälter m. Schraubverschluß	flüssig	n. brennbar	"			
PE-Kanister	flüssig	n. brennbar	"	Kurzlebige Isotope: (erzeugt am Zyklotron) C-11 Mg-28 F-18 Br-76 J-123 Cr-48	180	
Glasflasche im PE-Behälter	flüssig	brennbar	"		210	
PE-Foliensack für Tierkadaver	fest	brennbar	"		720	

KFA

Abfallbeseitigung im Institut für Chemie der KFA-Jülich, ICH-1: Nuklearchemie, im Jahre 1978

Tab. 1

Radioaktive Abfälle, die von den Chemischen Instituten der KFA Jülich zur Zwischenlagerung oder Beseitigung an die Betriebsabteilung Dekontamination übergeben werden, sind hauptsächlich: Kunststoffe, Metalle, Keramik, Papier, Zellstoff, Glaswaren, Emulsionen, Schlämme, organische Lösungsmittel, Öle (z.B. Vorpumpen- und Diffusionspumpenöl des Neutronengenerators), Tierkadaver (Kleintiere: Mäuse, Ratten, Kaninchen).

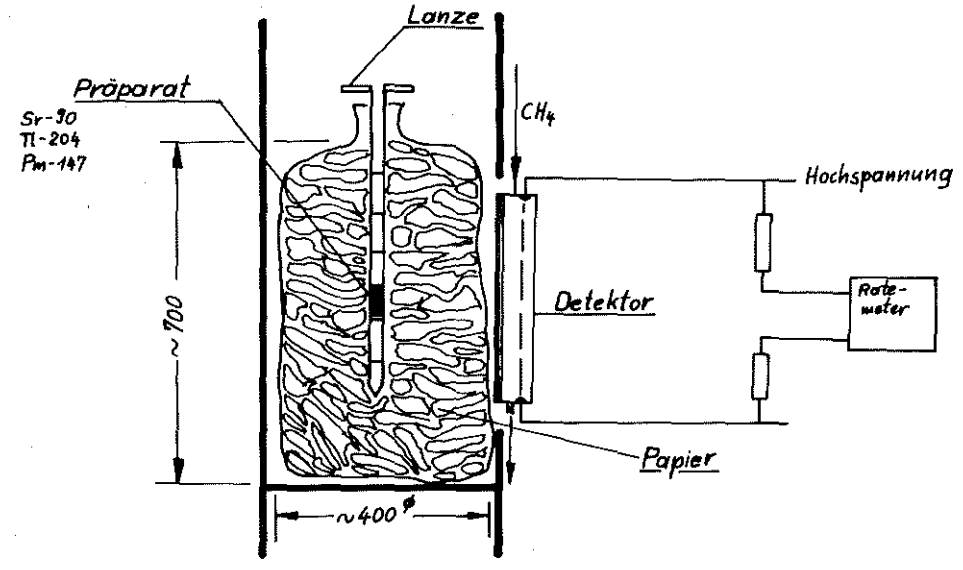
Das radioaktive Abfallvolumen im Jahre 1978 betrug ca. 14 000 l mit einer Gesamtaktivität von ca. 17 Curie alleine für das Teilinstitut Nuklearchemie im Chemie-Department der KFA Jülich (5 Teilinstitute).

2. Feste Abfälle

Der in den Kontrollbereichen in Meß- oder Schreibräumen anfallende normalerweise inaktive Papierabfall wird gesondert behandelt und nicht der Betriebsabteilung Dekontamination übergeben. Diese Papierabfälle werden nach Prüfung auf Radioaktivität aus den Kontrollbereichen ausgeschleust und später, bevor sie der Endbeseitigung (Veraschungsanlage) zugeführt werden, nochmals überprüft.

Diese Methode bringt erhebliche Kostenersparnisse. Allerdings konnte bei einigen Polyäthylensäcken durch Messung von außen Radioaktivität nachgewiesen werden. Dadurch sahen wir uns veranlaßt, Versuche zwecks Feststellung der Nachweisgrenzen verschiedener Radionuklide in Papierabfällen durchzuführen /1/.

In Bild 1 ist die Versuchsanordnung und Meßmethode schematisch dargestellt. Mittels einer zentrierten Lanze wurden in den Papierabfall verschiedene β-Strahler unterschiedlicher Aktivität eingebracht und mit verschiedenen Kontaminationsmonitoren versucht, diese Aktivität nachzuweisen. Es zeigte sich, daß nur bei Strontium-90 bei der Freigrenzenaktivität von 0,1 µCi ein Nachweis möglich ist. Bei den anderen aufgeführten Nukliden kann ein Nachweis erst bei einer Aktivität weit oberhalb der Freigrenze durchgeführt werden (Tabelle 2). Hieraus ergibt sich, daß alle Papierabfälle aus Bereichen, in denen Umgang mit offenen radioaktiven Stoffen weicher β- und reiner α-Aktivität stattfindet, als radioaktive Abfälle anzusehen und entsprechend zu behandeln sind.



KFA

Versuchsanordnung zum Nachweis von β-Aktivität in Papierabfällen

Bild 1

Lfd. Nr.	Nuklid	E_β MeV	Aktivität (µCi)	Freigrenze (µCi)	Nutzrate H1359A (lpm) NE:250lpm	Nutzrate FHT111C (lpm) NE:260lpm
1	Sr-90	0,5 (Y-90: 2,3)	0,1	0,1	500	300
2	Sr-90		3,78		$1{,}2 \times 10^4$	$7{,}4 \times 10^3$
3	Tl-204	0,8	2,96	1	–	–
4	Tl-204		8,4		–	–
5	Tl-204		10,5		–	–
6	Tl-204		3200		$2{,}25 \times 10^3$	$1{,}64 \times 10^3$
7	Pm-147	0,2	6,66	10	–	–
8	Pm-147		10,7		–	–
9	Pm-147		12,5		–	–
10	Pm-147		750		$8{,}5 \times 10^2$	$6{,}9 \times 10^2$

KFA **Untersuchungen über den Nachweis von β-Aktivität in Papierabfällen** Tab. 2

3. Flüssige Abfälle

Radioaktive Flüssigkeiten sind nach den für die Landessammelstellen für radioaktive Abfälle geltenden Bedingungen für die Lagerung schwachaktiver Abfälle so zu behandeln, daß sowohl bei der Übergabe als auch bei der nachfolgenden Zwischen- und späteren Endlagerung in einer Bundessammelstelle mögliche Gefahren weitgehend ausgeschlossen werden /2/. Nach den oben genannten Bedingungen für die Lagerung radioaktiver Abfälle sind ursprünglich wasserhaltige Abfälle zu einem festen Endprodukt zu verarbeiten. Dieses Endprodukt darf kein freies Wasser enthalten.

3.1 Verfestigung flüssiger Abfälle

Wir haben Verfestigungsmethoden entwickelt, die es ermöglichen, in einfacher Weise alle wäßrigen, häufig mit anderen problematischen Flüssigkeiten (z.B. organische oder saure Lösungen) verunreinigten Lösungen damit zu verfestigen /3,4,5/. Die zur Durchführung des Verfahrens benötigten Substanzen zur Herstellung des Produktgemisches sind leicht zu beschaffen und billig.

In Tabelle 3 ist die Zusammensetzung der Verfestigungsmittel angegeben. Mit beiden Produkten können alle wäßrigen, minera-

lischen Säuren wie HF, H_2SO_4, $HClO_4$, HCl und HNO_3 bis zu einem Gehalt von 20 - 30 % (Gewichtsprozent) sowie alle alkalischen Lösungen wie KOH, NaOH, NH_3, Ca(OH) verfestigt werden. Weiterhin können alle wasserlöslichen organischen Verbindungen verfestigt werden, wenn der wäßrige Anteil der Gesamtlösung über 20 % liegt. Selbstverständlich besteht die Möglichkeit einer Verfestigung aller neutralen wäßrigen Lösungen. Mit den beiden Produkten ist es weiterhin möglich, nichtwäßrige organische Verbindungen unter Zugabe von Wasser zu verfestigen.

1. Methode:	Gemisch aus Gips und Bimsstein	
	Gips ($CaSO_4$)	DIN 1168
	Bimsstein	DIN 52100
	Körnung	2 – 8 mm ∅
2. Methode:	Gemisch aus Gips und Natronwasserglas	
	Gips ($CaSO_4$)	DIN 1168
	Natron-	M_2SiO_3
	wasserglas	M_2SiO_4
		M_2SiO_5

KFA	**Methoden zur Verfestigung flüssiger radioaktiver Abfälle**	Tab. 3

Bisherige Verfestigungsmethoden, die in größerem Umfang verwendet werden, sind Eindampfung und Verrührung mit Bitumen, verschiedene Methoden auf der Grundlage der Polymerisation von organischen Kunststoffzusätzen und das Zementverfahren.

Für Sicherheitsbetrachtungen im Hinblick auf eine Endlagerung verfestigter Abfallösungen ist die Kenntnis des Auslaugverhaltens notwendig. Tritt eine Überschwemmung des Endlagers ein, so müssen die auslaugbaren Mengen abgeschätzt werden können. Zur Erlangung dieser Kenntnis des Auslaugverhaltens haben wir experimentelle Untersuchungen an Gips-Bimsstein- und Gips-Wasserglas-Prüfkörpern durchgeführt /6/.

In Tabelle 4 sind die mittleren Auslaugraten R für einige Spaltnuklide und die Auslaugmittel vollentsalztes Wasser und konzentrierte Kochsalzlösung aufgeführt.

Verfestigungs-produkt	Auslaugmittel	^{144}Ce	^{106}Rh	^{137}Cs
Gips-Bimsstein	Destilliertes Wasser	$1{,}17 \cdot 10^{-2}$	$3{,}99 \cdot 10^{-2}$	$1{,}51 \cdot 10^{-2}$
Gips-Bimsstein mit PVC-Spray	Destilliertes Wasser	$1{,}06 \cdot 10^{-2}$	$2{,}96 \cdot 10^{-2}$	$1{,}43 \cdot 10^{-2}$
Gips-Wasserglas	Destilliertes Wasser	$1{,}47 \cdot 10^{-3}$	$5{,}78 \cdot 10^{-3}$	$6{,}53 \cdot 10^{-3}$
Gips-Bimsstein	NaCl-Lösung	$1{,}32 \cdot 10^{-2}$	$3{,}97 \cdot 10^{-2}$	$2{,}31 \cdot 10^{-2}$
Gips-Bimsstein mit PVC-Spray	NaCl-Lösung	$1{,}24 \cdot 10^{-2}$	$3{,}47 \cdot 10^{-2}$	$2{,}17 \cdot 10^{-2}$
Gips-Wasserglas	NaCl-Lösung	$2{,}87 \cdot 10^{-3}$	$5{,}68 \cdot 10^{-3}$	$2{,}47 \cdot 10^{-2}$

KFA

Mittlere Auslaugraten R[cm · d^{-1}] für die Spaltnuklide Ce-144, Cs-137 und Rh-106

Tab. 4

Für die Auslaugraten gilt die Beziehung: $R = \frac{a.V}{A_o.F.t}$ in cm/d.
Hier sind:

a = ausgelaugte Aktivität µCi
A_o = anfangs vorhandene Prüfkörperaktivität µCi
V = Volumen des Prüfkörpers (cm^3)
F = Oberfläche des Prüfkörpers (cm^2)
t = Auslaugzeit (d)

Die aus Tabelle 4 zu entnehmenden mittleren Auslaugraten gelten für einen Zeitraum von 10 Tagen.

Wie zu erwarten war, ist das Auslaugverhalten der nach dem Gipsverfahren verfestigten Probekörper nicht besonders günstig. Dies liegt daran, daß Gips nicht vollkommen unlöslich in Wasser ist. Durch geeignete Zusätze oder durch Ummantelungen kann jedoch das Auslaugverhalten wesentlich verbessert werden. So brachte die Paraffinummantelung bei unserer Versuchsreihe eine Verminderung der Auslaugrate um etwa 3 Größenordnungen.

Als Vergleich sind aus Tabelle 5 die Auslaugraten verschiedener Verfestigungsprodukte zu entnehmen. Wie bereits erwähnt, kann die Auslaugrate bei allen Verfestigungsprodukten mit geeigneten Stoffen durch Ummantelung oder Versiegelung wesentlich reduziert werden.

Das Auslaugverhalten ist jedoch nicht das einzige Kriterium für die Güte bzw. Anwendbarkeit einer Verfestigungsmethode. In Tabelle 6 ist hierzu eine Anzahl wichtiger Gewichtspunkte zu-

Probe	Lösungs-mittel	Auslaugrate ($cm \cdot d^{-1}$)	Literatur
Gips/Bims	dest. Wasser	$10^{-2} - 4 \cdot 10^{-2}$	[6]
Gips/Wasserglas	dest. Wasser	$10^{-3} - 6 \cdot 10^{-3}$	
Gips/Bims mit Paraffin-Ummantelung	dest. Wasser	10^{-6}	[6]
Zement	dest. Wasser	$10^{-3} - 10^{-4}$	[7,8]
Bitumen	dest. Wasser	$10^{-4} - 10^{-5}$	[9,10]
Kunststoffbeton	dest. Wasser	$10^{-4} - 10^{-5}$	[11,12]

KFA

Auslaugraten verschiedener Verfestigungsprodukte

Tab. 5

Vorteile \ Methode	Verfestigung durch Einbettung in			
	Kunststoff-beton	Zement beton	Bitumen	Gips
Geringe Kosten	–	+	(–)	+
Leichte Handhabung	(–)	+	–	+
Wärmeanwendung nicht notwendig	(–)	+	–	+
Keine Schwierigkeiten mit Säuren	(–)	–	+	+
Keine Schwierigkeiten mit Lösungsmitteln	(–)	–	+	+
Keine Schwierigkeiten mit Gas- oder Hitzeentwicklung	(–)	(–)	–	+
Kurze Verfestigungszeit	(–)	(+)	+	+
Gutes Auswaschverhalten	+	(+)	+	(–)

KFA

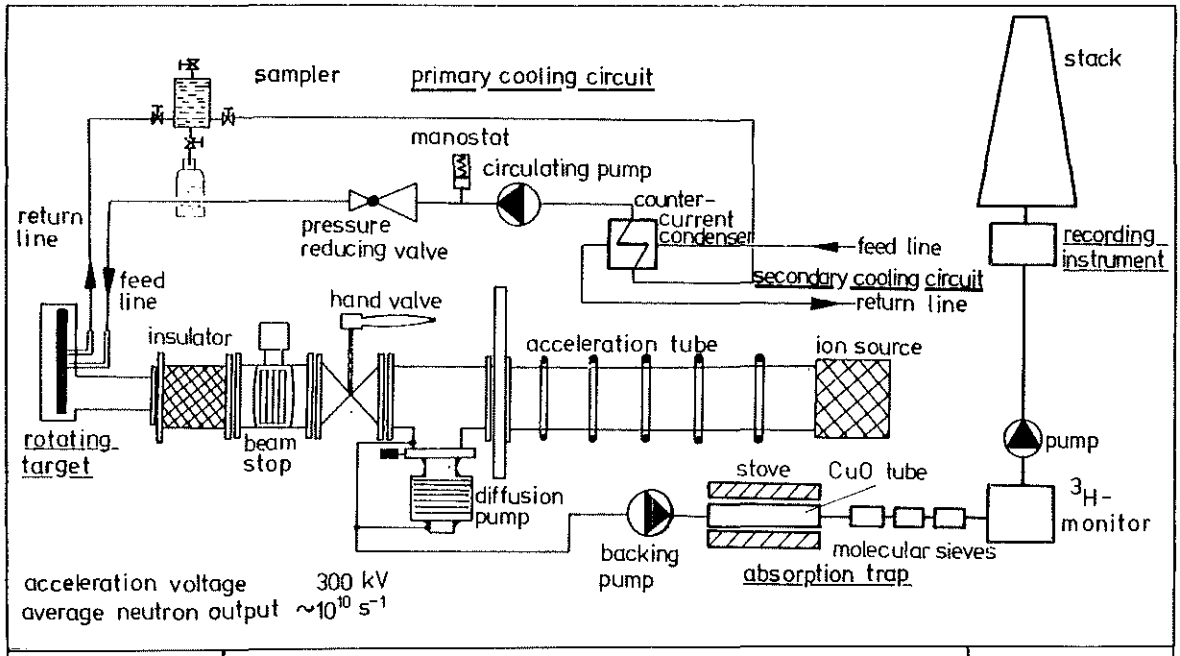
Vor- und Nachteile verschiedener Methoden zum Verfestigen schwach- und mittelaktiver radioaktiver Abfälle

Tab. 6

sammengestellt, und man erkennt, daß das Gipsverfahren im Vergleich zu anderen Methoden überraschend viele Vorzüge aufweist, die das schlechte Auslaugverhalten bei weitem kompensieren /4/.

3.2 Tritiumhaltige Abfälle

Beim Betrieb unseres 15-MeV-Neutronengenerators DYNAGEN 300 (siehe schematische Darstellung in Bild 2) treten, verursacht durch Freisetzung von Tritium aus dem Okkludermaterial der Targetscheibe /5/, Tritiumkontaminationen bei verschiedenen Komponenten der Beschleunigeranlage auf (z.B. im Primärkühlwasserkreislauf und im Öl der Diffusions- und Drehschieberpumpe).

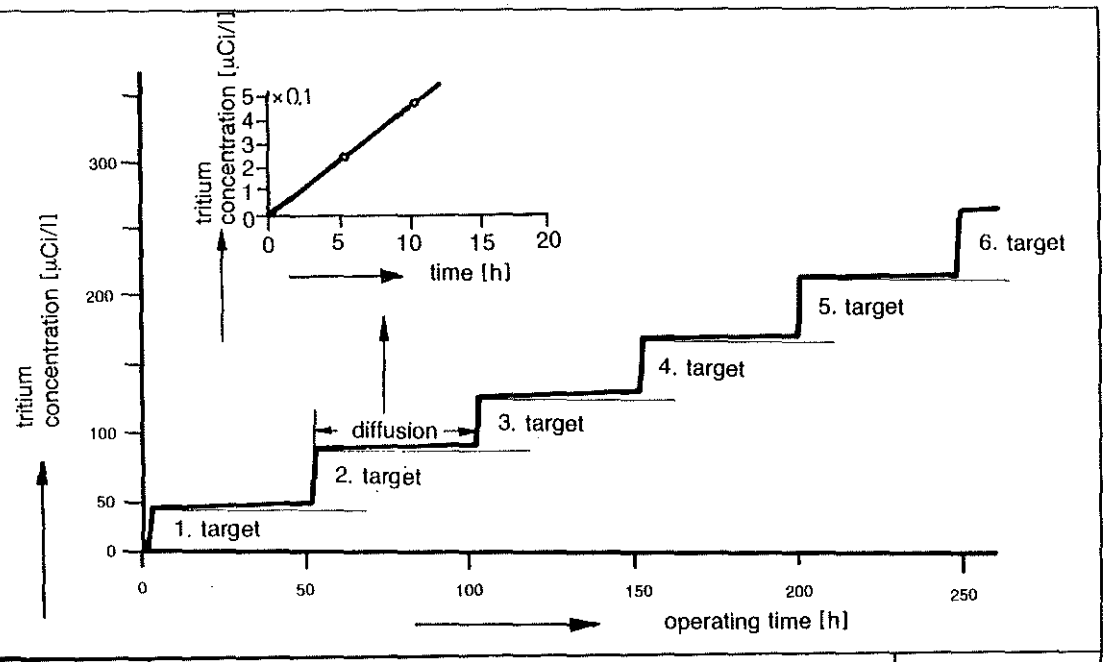


KFA

Schematische Darstellung des Neutronengenerators Dynagen 300 mit angebauter Adsorptionsanlage

Bild 2

Das Targetkühlsystem des Neutronengenerators besteht aus dem geschlossenen Primärkreislauf und dem offenen Sekundärkreislauf. Wie aus Bild 3 zu ersehen ist, sind die Tritiumkontaminationen des Kühlwassers im Primärkühlkreislauf von der Betriebszeit des Neutronengenerators und der Anzahl der Targetwechsel abhängig. Nach jedem Targetwechsel ist ein Anstieg der Tritiumkonzentration um ca. 40 µCi/l festzustellen. Dies sind insbesondere Kontaminationen der Tritium-Targetrückseite, verursacht bei der Belegung der Titan-Kupfer-Targetscheibe mit Tritium bei der Herstellerfirma, die anschließend nach Einbau



KFA

Tritiumkontaminationen des Kühlwassers am N.-Generator in Abhängigkeit der Betriebszeit

Bild 3

des Tritiumtargets in den Neutronengenerator in das Kühlwasser gelangen. Während der Bestrahlung des Tritiumtargets mit Deuteronen diffundieren geringe Mengen Tritium durch das Dichtungsmaterial und möglicherweise auch durch die Kupferscheibe (siehe Bild 3). Wir haben Diffusionswerte von ca. 0,05 Ci/l Tritium und Stunde Strahlzeit gemessen; für eine Targetperiode von ca. 50 Stunden ergibt sich damit ein weiterer Anstieg der Tritiumkonzentration um ca. 2,5 µCi/l.

Werden die Kontaminationswerte, verursacht durch Diffusion und Kontamination der Targetrückseite, addiert, gelangen je Targetperiode ungefähr 500 mCi Tritium in den Primär-Kühlkreislauf, also etwa 0,6 % der Ausgangsaktivität von ca. 80 Ci eines frischen Tritiumtargets. Nach einigen Targetwechseln, bei einer Tritiumkontamination des Kühlwassers von mehreren Ci, wird das kontaminierte Kühlwasser abgelassen und nach unserem Verfahren in speziellen Behältern verfestigt.

In Tabelle 7 ist zu sehen, daß alle am Neutronengenerator anfallenden flüssigen Tritium-Abfälle, wie Pumpenöl der Diffusions- und Vorpumpe, Kühlwasser und Szintillator-Lösung der Meßproben, nach unserem Verfahren verfestigt werden können.

Abfallart	Mischungs-verhältnis Gips-Bims	Mischungs-verhältnis Gips/Bims/ Abfall-Lösung	Mischungs-verhältnis Abfall-Lösung/ Wasser	Verfestigungs-zeit [h]
Pumpenöl	1 : 1	3 : 1	ohne H_2O Zugabe	5
		3 : 1	+ 10 % H_2O	4
		3 : 1	+ 20 % H_2O	3
		3 : 1	+ 50 % H_2O	2
Scintillator-lösung	1 : 1	3 : 1	ohne H_2O Zugabe	4
	1 : 1	4 : 1	ohne H_2O Zugabe	2
	1 : 1	2 : 1	2 : 1	2
Kühl-wasser	1 : 1	2 : 1	ohne H_2O Zugabe	0,1

KFA

Verfestigung von tritium-haltigen Abfall-Lösungen

Tab. 7

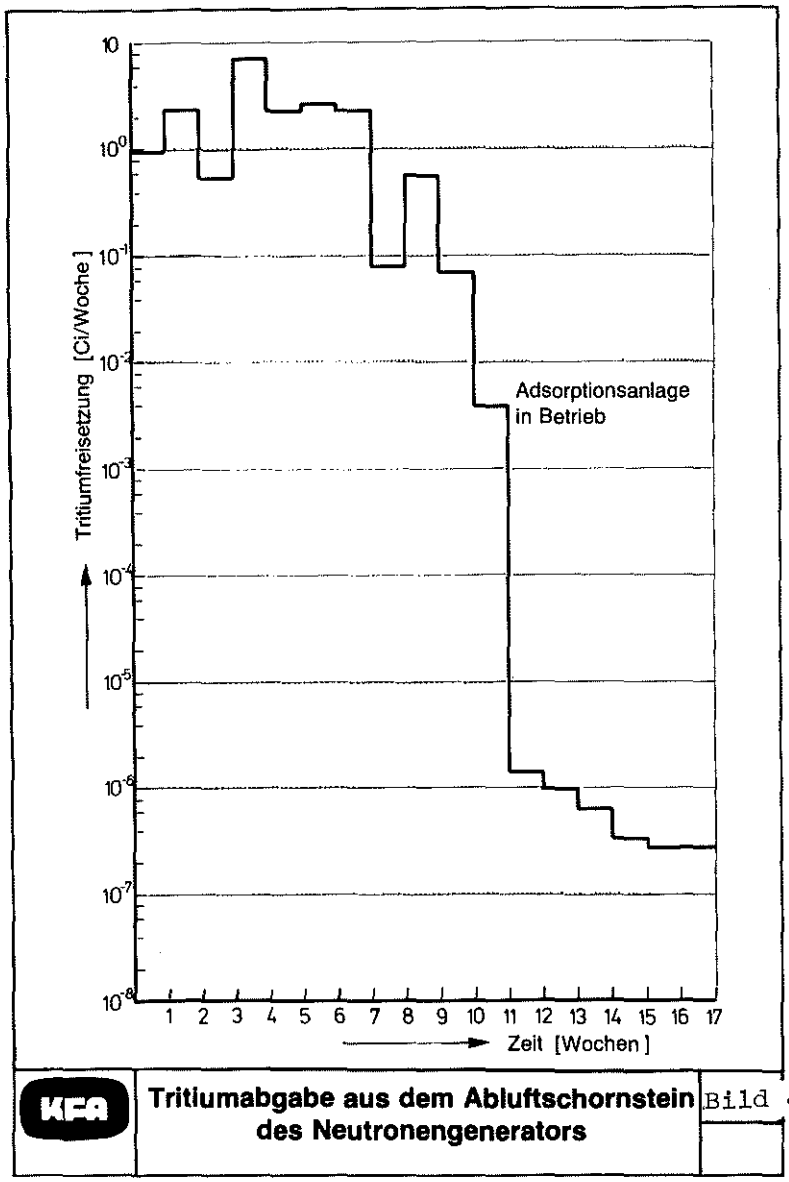
4. Gasförmige Abfälle

Beim Betrieb eines 15-MeV-Neutronengenerators mit Tritium-Target wird Tritium emittiert, da etwa 50 % der Tritiumaktivität eines Targets in das Vakuumsystem des Beschleunigers und damit in der Regel in die Abluft gelangen /5/. Auch bei Betriebsstillstand unseres Neutronengenerators liegt ohne Abluftreinigung die Tritiumkonzentration in der Abluft noch um den Faktor 20 über dem abgeleiteten Grenzwert der Aktivitätskonzentration in Luft. Die am Ausgang des Vakkumsystems freigesetzte gasförmige Tritiumaktivität fällt in Form von HT, DT, T_2 und CH_3T an /5/. Diese Tritiumaktivität wurde bisher mit 3830 m^3 Luft/h verdünnt und über einen Schornstein in die Atmosphäre abgeleitet. Hierfür war uns die Genehmigung erteilt worden, jährlich bis zu 100 Ci Tritium aus dem Schornstein zu emittieren, allerdings mit der Auflage, die Ableitung von Tritium nach dem jeweiligen Stand von Wissenschaft und Technik so gering wie möglich zu halten. Auf Grund dieser Auflage wurde eine Tritium-Adsorptionsanlage entwickelt, die alle Formen von Tritium quantitativ binden kann /13/. Sie besteht aus folgenden Einheiten:

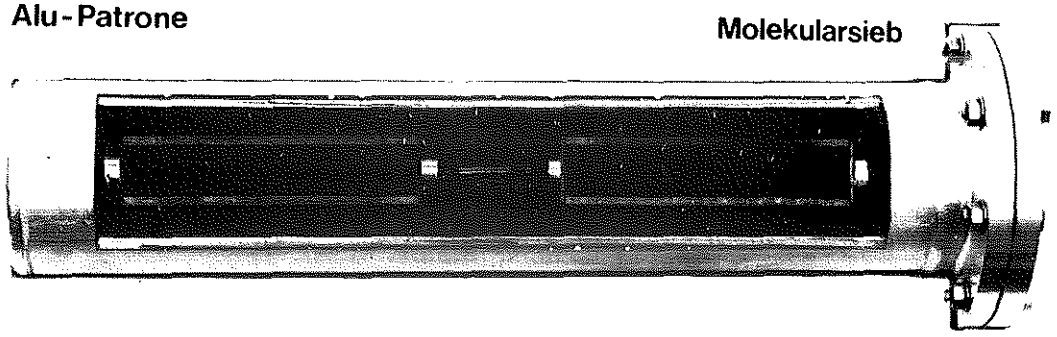
- Oxidationsstrecke (mit Reaktionsrohr und Heizofen),
- Adsorptionsstrecke (mit Trockenrohren und Quick Connectors),
- Tritiummeßgeräte (a. H-3-Monitor nach Adsorptionsstrecke, b. H-3-Monitor am Schornsteinausgang).

Das aus dem Vakuumsystem des Neutronengenerators abgepumpte tritiumhaltige Gas wird über erhitztes Kupfer(II)oxid geleitet, wobei HT, DT und T_2 zu tritiiertem Wasser oxidiert werden, das an nachgeschalteten Molekularsieb-Trockenpatronen quantitativ absorbiert wird.

Durch den Betrieb der Adsorptionsanlage konnte die Tritiumemission drastisch reduziert werden (Dekontaminationsfaktor ca. $1 \cdot 10^6$). In Bild 4 ist die wöchentliche Emissionsrate vor und nach Einbau der Adsorptionsanlage zu sehen.



Die mit ca. 50 - 100 Ci Tritium beladenen Molekularsieb-Trockenrohre werden nach einem von uns entwickelten Verfahren zur Endlagerung von hohen Tritiumaktivitäten mit der Möglichkeit der Tritiumrückgewinnung beseitigt /13/ (siehe Bild 5).



KFA

Behälter für Molekularsieb-Trockenrohre mit hohen Tritiumaktivitäten

Bild 5

Für die Wahl der Behälter- und Absorbermaterialien für eine Langzeitlagerung von Tritiumabfällen sind insbesondere folgende Gesichtspunkte zu beachten:

- möglichst geringe Permeationsrate der Behälterwände und Dichtheit des Behälterverschlusses,

- hohe mechanische Festigkeit, Bruchsicherheit und, soweit möglich, Unbrennbarkeit,

- Korrosionsfestigkeit - insbesondere der äußeren Oberfläche.

Darüber hinaus wäre es bei der derzeitigen unsicheren Lage hinsichtlich der für Endlagerung von Abfällen zulässigen Tritiummengen wünschenswert, das Containment jederzeit ohne Kontaminationsgefahr öffnen zu können, um das Tritium auf eine kleinere spezifische Endlagerungsaktivität zu verdünnen oder aber in möglichst kontrollierbarer Weise zu entnehmen, um es einer nutzbringenden Anwendung zuzuführen.

Das Containment ist dadurch charakterisiert, daß der äußere Aluminiummantel leicht, z.B. durch Absägen der Enden, geöffnet werden kann, wobei die innen in einer Kunststoff-, Gips- oder Zementfüllung eingebettete, mit einer weicheren, einige mm starken trennwachsartigen Schicht umgebene Aluminiumampulle, die das Molekularsieb enthält, freigelegt wird. Diese Ampulle ist mit Quick-Connector-Verschlüssen an beiden Enden ausgestat-

tet, die nur dann automatisch öffnen, wenn dazu passende Anschlüsse angebracht werden; sonst schließen sie vakuumdicht. Somit ist die Kontaminationsgefahr minimal. Da das Molekularsieb über einen weiten Beladungsbereich für eine bestimmte Temperatur einen fast konstanten Wasserdampfdruck aufweist, kann z.B. mittels Durchleiten eines Inertgases (trockene Luft, Stickstoff, Argon etc.) das Tritium kontrolliert entnommen werden.

Soweit spätere Vorschriften dies zulassen sollten, könnte auch eine größere Anzahl solcher Behälter in 200-l-Abfallbehälter eingebracht, mit Beton verfüllt und in der Bundessammelstelle endgelagert werden.

5. Schlußbemerkungen

Das Entsorgungssystem der Chemischen Institute der KFA wird bei den Festabfällen überwiegend durch brennbare nichtaktive oder mit kurzlebigen radioaktiven Stoffen kontaminierte Abfälle belastet. Durch eine sorgfältige, bereits bei der Abfallentstehung einsetzende Aktivitätskontrolle kann jedoch verhindert werden, daß das Zwischenlager für schwachaktive Abfälle übermäßig durch Festabfälle belegt wird, die an sich als gewöhnliche Abfälle beseitigt werden können.

Bei den flüssigen Abfällen stehen sowohl der Menge als auch der Aktivität nach tritiumhaltige Abfälle im Vordergrund, die mit anderen chemischen Abfällen verunreinigt sind. Daher ist es von großer Bedeutung, daß Verfahren zur Verfügung stehen, die es gestatten, tritiumhaltige Lösungen ohne Rücksicht auf andere Lösungsbestandteile, wie Säuren, Laugen, Öle oder organische Lösungsmittel, problemlos zu verfestigen.

Die von uns an einigen problematischen flüssigen Sonderabfällen durchgeführten Untersuchungen (neben radioaktiven Lösungen wurden Säurelösungen, Szintillatorlösungen und ölhaltiger Schlamm untersucht /4/) haben gezeigt, daß die Verfestigungsmethode auf der Basis von Gips wahrscheinlich die beste und am vielseitigsten anwendbare Methode ist. Da Gips in großen Mengen, z.B. bei der Herstellung von Phosphaten (täglich allein 1250 t bei der Hoechst-Knapsack AG in Hermülheim /14/) und Flußsäure sowie bei der Rauchgasentschwefelung in fossilen Kraftwerken, anfällt und zum großen Teil deponiert oder auf hoher See verklappt werden muß, würde man zwei Probleme auf einmal lösen, wenn man die Verfestigung aller schwach- und mittelaktiven Lösungen und darüber hinaus aller anderen wäßrigen Sonderabfallösungen nach der Gipsmethode vornehmen würde.

Diese Methode wäre, insbesondere auch bei Verwendung geeigneter Abbindeverzögerer (z.B. Aminosäuren), geeignet, große Mengen tritiumhaltiger Abfallösungen, wie sie bei der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen anfallen, in situ zu verfestigen und zu beseitigen, womit die bisher hierfür in Betracht gezogene Methode der Verpressung von tritiumhaltigen Abfallösungen in

den geologischen Untergrund bezüglich der Gefahr der Abgabe von Tritium an die Biosphäre um einige Größenordnungen sicherer gemacht werden könnte.

Bei der Konditionierung gasförmiger tritiumhaltiger Abfälle steht folgende Fragestellung im Vordergrund: Wie kann dieses Tritium rückholbar, aber in endlagerfähiger Form konditioniert werden? Die von uns vorgeschlagene Rückhaltung in Molekularsiebpatronen hoher Kapazität und Einschließung dieser Patronen in Kunststoff erfüllt beide Forderungen. So kann das Tritium, falls die Rückgewinnung, etwa zum Einsatz in Fusionsreaktoren, in der Zukunft einmal von Interesse sein sollte, auf einfache Weise den Patronen entnommen werden. Soll es aber endgelagert werden, kann eine große Zahl der beschriebenen Aluminium-Container in einem 200-Liter-Einheitsfaß, mit Gips, Beton oder Bitumen zusätzlich ummantelt, endgelagert werden, falls die Bedingungen für das zukünftige Endlager für radioaktive Stoffe dies zulassen.

Literatur

/1/ Printz, H.:
Untersuchungen über den Nachweis von Radioaktivität in Papierabfällen
Interner Bericht des Instituts für Chemie der KFA Jülich, Januar 1973

/2/ Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH, München:
Bedingungen für die Lagerung von schwachaktiven Abfällen im Salzbergwerk Asse
Dezember 1975

/3/ Knieper, J., H. Printz, P.F. Sauermann und K. May:
Ein Beitrag zum Problem der Verfestigung flüssiger radioaktiver Abfälle
Vortrag, gehalten anläßlich der 10. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, Gießen, Juni 1976

/4/ Sauermann, P.F., J. Knieper und H. Printz:
Verfahren zum Verfestigen von flüssigen Abfällen
Interner Bericht des Instituts für Chemie der KFA Jülich, August 1977

/5/ Sauermann, P.F., W. Friedrich, J. Knieper und H. Printz:
Tritium Problems in Connection with Low-Energy Particle Accelerators
Vortrag, gehalten anläßlich des IAEA-Symposiums "Behaviour of Tritium in the Environment", San Francisco, Oktober 1978

/6/ Knieper, J., H. Printz und R. Wölfle:
A Contribution to the Problem of Solidification of Medium an Low Radioactivity Liquid Wastes
Atomkernenergie 30 (1977), S. 11

/7/ Donato, A.:
SM-207/87, IAEA Wien, 1976

/8/ Peltonen, E.K.:
SM-207/5, IAEA Wien, 1976

/9/ Krause, H., u.a.:
KFK 1830, Juni 1973, Abt. Dekontaminationsbetriebe, Jahresbericht 1971

/10/ Fischer, W., und K. Körner:
Isotopenpraxis 5 (1969), S. 376

/11/ Richter, H., und H. Sorantin:
Berichte der Österreichischen Studiengesellschaft für Atomenergie mbH
SGAE, Bericht Nr. 2252, März 1974

/12/ Colombo, P., u.a.:
BNL-20898, Oktober 1975

/13/ Schüller, M., J. Knieper und H. Printz:
Adsorptionsanlage zur Verminderung der Tritium-Emissionsraten am 15-MeV-Neutronengenerator Dynagen 300
Interner Bericht des Instituts für Chemie der KFA Jülich, Juni 1977

/14/ Bayer-Leverkusen, Pressestelle:
Gips gibt's jetzt aus dem Abfall der Chemie
"Die Welt" Nr. 152 vom 4.7.1975

ABFALLBESEITIGUNG IN NUKLEARMEDIZINISCHEN BEREICHEN

H. Frischauf, K. Kletter und R. Dudczak

I. Med. Universitätsklinik Wien

Kurzfassung

Bei der Anwendung von Radionukliden in der Medizin fallen fast ausschließlich schwachaktive oder kurzlebige Abfälle an. Das ermöglicht bei entsprechender Organisation und Schulung des Personals eine wenig kostenaufwendige Entsorgung. Bei szintigraphischen Untersuchungen wird der überwiegende Anteil als inkorporierte Aktivität vom Patienten aus der nuklearmedizinischen Abteilung mitgenommen (durchschnittlich mehr als 90 %). Das dort verbleibende radioaktive Material, wie Injektionsspritzen u.ä., kann im Falle des am häufigsten verwendeten Tc-99m in geeigneten Behältern an Ort und Stelle abklingen. Für andere diagnostisch verwendete Radionuklide, deren Aktivität und Volumen kleiner ist, sollte eine Möglichkeit für das Abklingen im Bereich der Abteilung vorgesehen werden. Schwierigkeiten bereitet die Entsorgung der großen Mengen an schwachaktivem Abfall, der bei der in vitro Diagnostik entsteht, zur Zeit vorwiegend Jod-125. Der flüssige Abfall wird in kleineren Laboratorien durch kontrollierte Verdünnung beseitigt, während bei vielen Proben eine Sammlung auch der schwachaktiven Flüssigkeiten notwendig werden kann. Der sehr voluminöse, aber sehr schwachaktive Abfall kann je nach vorhandenem Raum zum Abklingen gelagert oder einem Konditionierer zum Endlagern übergeben werden. Die Entsorgung von H-3- und C-14-Verbindungen bildet kein eigentliches Strahlenschutzproblem, doch darf das zur Zählung verwendete Lösungsmittel nicht dem inaktiven Abwasser beigemengt werden. Für die Radiojodtherapie scheint eine sorgfältig geplante Abklinganlage die beste Möglichkeit der Entsorgung zu bieten.

Abstract

In medical application of radionuclides, there are produced almost exclusively low-activity and short-lived wastes. This allows little expensive waste management, if there is provided for an appropriate organization and training of the personnel. At scintigraphic examinations the prevailing part is carried away from the department for nuclear medicine by the patient as incorporated activity (in average more than 90 %). In the case of the frequently used Tc-99m, the radioactive material remaining there, like injection syringes or similar objects, may decay in situ within suitable containers. For other diagnostically used radionuclides, whose activities and volumes are smaller, there should be provided for a place of decay within the

range of the department. Difficulties arise for the management of the large amounts of low-activity waste produced at in vitro diagnostics, at the time mostly iodine-125. In smaller laboratories, the liquid waste is disposed of by means of controlled dilution, whereas for many samples collection even of the low-activity liquids may become necessary. The very voluminous, but very low active waste may, according to the space available, be stored for decay or handed over to a conditioning agency for ultimate storage. The management of H-3 and C-14 compounds does not result in a real problem of radiation protection, the solvent used for counting must not, however, be admixed to the inactive waste water. For radioiodine therapy a carefully designed decay facility seems to offer the best opportunity for waste disposal.

1. Einleitung

Die wachsende Zahl nuklearmedizinischer Einrichtungen und die damit verbundene Zunahme des Verbrauches radioaktiver Substanzen hat zur Vermehrung radioaktiven Abfalls in diesem Bereich geführt. Zur Illustration des Wachstums seien die von UNSCEAR 1977 /1/ und von H.N. Wagner jr. 1978 /2/ zitierten Daten über Zunahme nuklearmedizinischer Untersuchungen bzw. Radiopharmazeutikakosten angeführt. Diese Entwicklung betrifft sowohl die Untersuchung an Lebenden wie auch die explosive Entwicklung der Anwendung von Radioisotopen im medizinischen Laboratorium, vor allem beim Radioimmunoassay, dessen Weiterentwicklung jetzt allerdings durch konkurrenzierende Methoden vielleicht etwas verlangsamt wird. Die starke Ausbreitung der Nuklearmedizin macht Überlegungen der Eigenschaften der in der Medizin verwendeten Radionuklide notwendig, um die praktische Handhabung des radioaktiven Abfalls zu rationalisieren. Eine zu starke Zentralisierung der gesundheitlichen Betreuung ist nicht möglich. Es gibt daher eine Vielzahl medizinischer Einrichtungen sehr unterschiedlicher Größe, deren Problematik hinsichtlich der Entsorgung von radioaktivem Abfall sehr verschieden ist.

2. Kennzeichen von radioaktivem Abfall aus medizinischen Bereichen

2.1 Aktivitätsmengen

In der Medizin handelt es sich vorwiegend um "kurzlebige" oder "niedrig aktive" Abfälle. Eine Zusammenstellung der im Jahre 1976 gelieferten Aktivitätsmengen der damals im Bereich des Allgemeinen Krankenhauses in Wien am häufigsten verwendeten Nuklide - Jod-123 war damals noch schwer erhältlich - ist in der Tabelle 1 wiedergegeben. Jod-125 und H-3 wurden fast ausschließlich für in vitro Untersuchungen verwendet.

		Bq.10^{10}	(Ci)
Tc-99m	(Diagn. in vivo)	381,73	(103,17)
J-131	(Diagn. und Therapie)	62,57	(16,91)
Xe-133	(Diagn. in vivo)	21,68	(5,86)
Au-198	(Diagn. in vivo)	4,40	(1,19)
J-123	(Diagn. in vivo)	0,278	(0,075)
S-35	(Therapie)	6,66	(1,80)
P-32	(Therapie)	1,07	(0,29)
J-125	(Markierung)	2,0	(0,54)
J-125	(Kits)	0,020	(0,0055)
H-3	(in vitro)	0,37	(0,10)

Tab. 1: Gelieferte Aktivitätsmengen in Bq.10^{10} (Ci)

2.2 Entsorgungsprobleme

Die Entsorgung der Abfälle kann bei der Anwendung radioaktiver Substanzen am Patienten nicht in der Form geplant und reglementiert werden, wie dies z.B. in der Industrie möglich ist. Die Patienten bilden bewegliche und in steter Änderung ihrer Aktivität befindliche Strahlenquellen. Die Ausscheidung der Aktivität ist a priori nicht lokalisierbar.

2.3 Unterscheidungskriterien

Beim Abfall aus in vitro Untersuchungen ist vor allem die Frage zu entscheiden, wie viel und wie lange Abfall gelagert werden kann. Der Platz für radioaktive Abfälle ist in medizinischen Bereichen im allgemeinen spärlich geplant bzw. in Altbauten zunächst überhaupt nicht vorhanden. Es ist deshalb notwendig, nach praktischen Kriterien zu suchen, die im Interesse der medizinischen Versorgung eine unkomplizierte und ökonomische Durchführung der Abfallversorgung erlauben. Zunächst soll versucht werden, an Hand einer Klassifikation des medizinischen radioaktiven Abfalls die für die Entsorgung wesentlichen Eigenschaften darzustellen.

3. Klassifikation im Hinblick auf die Abfallsammlung

3.1 Trennung nach in vivo/in vitro-Einsatz

Eine Trennung nach in-vivo-und in-vitro-Einsatz erscheint schon wegen der Verschiedenheit der Radioisotope und ihrer Aktivitätskonzentrationen sinnvoll.

3.1.1 Abfälle aus in-vivo-Einsatz

Bei den in-vivo-Untersuchungen überwiegen die kurzlebigen Radioisotope Tc-99m und das in zunehmendem Maße verwendete Jod-123. Die früher in der Diagnostik gebräuchlichen stärker toxischen Radionuklide wurden weitgehend zurückgedrängt. Daß Jod-131 auch heute noch nicht überall eine deutlich rückläufige Tendenz zeigt, liegt unseres Erachtens einerseits in einem in der Medizin aus anderen Erfahrungen gewonnenen, nicht ganz unberechtigten Beharrungsvermögen, andererseits in der Tatsache, daß es in der Therapie der Schilddrüsenerkrankungen zur Zeit nicht ersetzbar ist. Geringere Aktivitätsmengen an längerlebigen Isotopen fallen bei der in-vivo-Diagnostik an, wie z.B. Chrom-51, Eisen-59, Selen-75 (evtl. Gold-198) u.a., von denen die beiden letzten medizinisch nur mehr selten angewendet werden. Die Strahlenschutzmaßnahmen für die eher geringen Mengen an diesen längerlebigen Substanzen müssen andere sein als für die hohen Aktivitätsmengen an kurzlebigen Nukliden.

3.1.2 Abfälle aus in-vitro-Einsatz

Von den in-vitro-Untersuchungen stammen große Mengen an schwachaktivem Abfall, vor allem an Jod-125. Dieser liegt zum Teil in fester, zum Teil in flüssiger Form vor. Ein zusammengesetzter Abfall aus den Aggregatzuständen flüssig und fest entsteht bei der Flüssigkeitsszintillationszählung. Die vorwiegend mit H-3 und C-14 markierten Substanzen liegen meist in Form von Szintillationsflüssigkeit in Plastikfläschchen vor.

3.2 Getrennte Sammlung

Eine getrennte Sammlung sollte im Hinblick auf eine Klassifikation nach Art und Beschaffenheit der Stoffe wie folgt versucht werden: fest - flüssig, brennbar - nicht brennbar, Sonderabfälle mit besonderer Gefährdung (pyrophores Material, korrosive Gase bei Verbrennung u.ä.) und die schon genannten zusammengesetzten Abfälle. Schließlich kann es auch notwendig werden, radioaktiven Sperrmüll zu beseitigen, der z.B. durch Verseuchung größerer Gegenstände mit langlebigen Nukliden entsteht. Dies wird am besten nach Übereinkommen mit einem Konditionierer möglich sein. Eine Trennung nach der Beschaffenheit wird besonders an Routinearbeitsplätzen, die immer dieselben Radioisotope verwenden, möglich sein. Die praktisch wichtigste Unterscheidung fest - flüssig (- gasförmig -) wird jeweils im Zusammenhang mit den praktischen Beispielen besprochen. Selten anfallende Nuklide können ohne besonderen Aufwand gesondert gesammelt werden.

3.3 Einteilung nach der Halbwertszeit

Sinnvoll ist für die Lagerung und Entsorgung, wie schon angedeutet, eine Einteilung nach der Halbwertszeit. Die Begriffe kurz-, mittel- und langlebig werden allerdings vom jeweiligen Nutzer so ausgelegt, wie sie seinen Bedürfnissen entsprechen und werden den jeweilig gegebenen Lagerungs- und Entsorgungsmöglichkeiten angepaßt. Daher sind sie nicht normierbar. Für die Medizin bietet sich derzeit folgende Einteilung:

Halbwertszeit < 1 Tag: Hier sind Tc-99m und Jod-123 enthalten. Die längere Halbwertszeit von Jod-123 wird durch dessen niedrigeren Aktivitätsanfall (ca. 1 mCi pro Untersuchung) gegenüber den häufigeren Untersuchungen mit höheren Aktivitätsmengen von Tc-99m (bis über 20 mCi pro Untersuchung) kompensiert. Die nächste Klasse umfaßt Radioisotope bis zu 8,1 Tagen und schließt das Jod-131, die folgende bis zu 60 Tagen das viel verwendete Jod-125 ein. Die längerlebigen Isotope können im medizinischen Bereich praktisch nur temporär gelagert werden und sind dann an eine Sammelstelle abzuführen.

3.3.1 E n t s o r g u n g s m ö g l i c h k e i t e n

3.3.1.1 Abfälle mit Halbwertszeiten unter 1 Tag

Abfälle mit Halbwertszeiten unter 1 Tag kann man zumeist am Entstehungsort abklingen lassen, wenn auch unseres Wissens in der Bundesrepublik Deutschland bei Überschreiten einer bestimmten Aktivität des Abfalls ein Sammelraum vorgesehen sein muß. Der Strahlenbelastung durch äußere Exposition muß dabei Beachtung geschenkt werden.

Bei Tc-99m ist nach einem Tag die Aktivität auf etwa 6 % abgefallen. Wegen seiner relativ geringen Energie genügen Bleiabschirmungen von 1 mm, um die äußere Exposition auf ca. 5 % herabzusetzen. Eine insuffiziente Abschirmung würde bei Lagerung am Entstehungsort, wenn er gleichzeitig Meßbereich ist, wie z.B. bei Untersuchungen des Gehirns, durch eine Erhöhung des Leerwertes sofort erkannt werden. Solche Erhöhungen stellen keine Strahlenbelastung für das Personal dar, verschlechtern aber die Qualität der Untersuchungen. Ein daraus folgender Korrekturversuch durch Erhöhung der Dosis - wie er manchmal praktiziert wird - stellt eine unerlaubte Mehrbelastung des Patienten dar. An sehr intensiven ("aktiven") Arbeitsplätzen, wie sie Räume für die Gehirnszintigraphie oder Applikationsräume für Knochenszintigramme darstellen, ist die Verabreichung von 300 mCi nichts Außerordentliches. Dies würde bei einer auf der sicheren Seite geschätzten Restaktivität von etwa 10 % im Abfall am folgenden Tag zu einer Höchstaktivität von etwa 2 mCi führen. Über das Wochenende ist sie auf unter 20 µCi abgesunken, so daß der Abfall dem inaktiven Müll beigemischt werden kann. Für Jod-123 gilt eine ähnliche Betrachtung, die allerdings noch nicht zu fixieren ist, weil keine gesetzlichen Grenzwerte angegeben sind. Solange sich der Verbrauch an Jod-123 im

Bereich einiger mCi pro Woche bewegt, sollten vom Praktischen her jedenfalls keine Probleme auftreten. Bezüglich der Restaktivität in Injektionsspritzen ist zu beachten, daß sie vom injizierten Volumen (bei kleinen Volumina ist der in der Spritze verbleibende Flüssigkeitsanteil relativ groß) sowie von der Beschaffenheit der injizierten Substanz abhängig ist (Albumin-Mikrosphären z.B. haften an der Wand der Spritzen). Ähnliche Überlegungen muß man gegebenenfalls auf Grund gezielter Messungen für andere Arten von Abfall anstellen.

Zuletzt soll noch bemerkt werden, daß unseres Erachtens das Abklingenlassen kurzlebiger Isotope am Arbeitsplatz im allgemeinen mit einer geringeren Strahlenbelastung des Personals verbunden sein dürfte als das Verbringen in einen zentralen Sammelraum.

3.3.1.2 Abfälle mit Halbwertszeiten bis zu 8 Tagen

Isotope mit einer Halbwertszeit bis zu 8 Tagen können ebenfalls im eigenen Bereich in einem dafür vorgesehenen Raum bis zum Abklingen gelagert werden. Bei Abteilungen, die eine Radiojodtherapie durchführen, bedürfen die hohen Aktivitätsmengen in den Exkreten einer besonderen Versorgung und Planung bzw. Einrichtung, ebenso wie dies beim Anfall anderer medizinisch gesehener "hoch aktiver" Abfälle erforderlich ist. Wegen des hohen Aufwandes des Strahlenschutzes sollte die Therapie an wenigen Abteilungen zentralisiert werden. Nicht gelöst ist dabei die Frage der Einflußnahme der behandelnden Ärzte auf die durchgeführte Therapie, die aber nicht den Strahlenschutz betrifft. Andere anfallende Restvolumina höherer Konzentrationen von Jod-131 oder von Radioisotopen ähnlicher Halbwertszeit, wie z.B. Ga-67 oder Tl-201 (auch Au-198), in Injektionsspritzen oder Fläschchen sind meist gering genug, um geordnet gesammelt zu werden.

3.3.1.3 Abfälle mit mittleren Halbwertszeiten (Jod-125)

Bei der nächsten Gruppe ist das Jod-125 das wichtigste Nuklid. Es richtet sich nach Organisation und Möglichkeit der Lagerung, wie die Abfälle dieser Gruppe behandelt werden. Wenn geeignetes Personal und genügend Platz zur Verfügung stehen, wird es praktisch sein, eine geordnete Deponie in der Nähe des Entstehungsortes zu errichten. Diese Möglichkeit könnte vor allem für Abteilungen oder Laboratorien, deren Entsorgung wegen der Entfernung von der Sammelstelle oder aus anderen Gründen schwierig ist, von Interesse sein. Der zusätzliche Zeitaufwand zur Führung eines solchen Abklingraumes ist im Verhältnis zum innerbetrieblichen Transport und der Bereitstellung zur Abholung relativ gering. Eine Abklingzeit von ca. 1 1/2 Jahren muß aber in Rechnung gestellt werden, wenn man mit einer Aktivität von weniger als 200 µCi pro Sammelbehälter rechnet. Eine höhere Aktivitätsmenge ist bei festem Abfall in einem Volumen von

200 l nicht zu erwarten, wenn die stärker aktiven Reste der Stammlösungen u.ä. getrennt gesammelt werden.

In einem Laboratorium, das festen Abfall an Jod-125 in Höhe von 100 bis 200 µCi pro Woche produziert, würde zum vollkommenen Abklingen eine Zahl von 30 bis 40 Sammelbehältern erforderlich sein.

Die anfallende Flüssigkeit, die volumenmäßig 10 - 20 % des sperrigeren festen Materials ausmacht, würde 15 - 20 Flüssigkeitsbehälter mit einem Volumen von 20 - 30 l erfordern. Im flüssigen Abfall aus einem Laboratorium, in dem vor allem Radioimmunteste der Schilddrüsenfunktion durchgeführt werden, beträgt nach unseren Messungen die Aktivitätskonzentration am Ende einer Sammelperiode von etwa 1 1/2 Monaten um 2 µCi/l. Die Handhabung dieses Abfalls ist einfach, es besteht kaum eine Kontaminationsgefahr, auch sind keine aufwendigen baulichen Maßnahmen für die Lagerung notwendig.

Es wird eine praktisch-ökonomische Entscheidung sein, ob die Lagerung oder die Abführung in eine Sammelstelle vorzuziehen ist.

3.3.1.4 Abfälle mit langen Halbwertszeiten

Die aus LSC-Messungen stammenden Abfälle, derzeit meist Plastikfläschchen, die Szintillationsflüssigkeiten mit H-3- und C-14-Verbindungen enthalten, verlangen eine besondere Behandlung. Ihre Gefährlichkeit liegt weniger in der Radioaktivität, da die radioaktiven Konzentrationen unter der maximal zulässigen Konzentration, die absolute Aktivitätsmenge allerdings bei größeren Laboratorien etwas darüber liegen. Gefährlich ist aber ihre Brennbarkeit und die Giftigkeit von Toluol oder anderen organischen Lösungsmitteln, die eine Abgabe an das Kanalnetz verbieten. Die Entsorgung erfolgt am besten durch Verbrennung. Für die Zwischenlagerung müssen Brandschutzvorschriften und Belüftung der Räume berücksichtigt werden.

Die praktische Handhabung der Beseitigung wurde durch Entwicklung automatischer Verfahren erleichtert, die eine Trennung von flüssigen und festen Bestandteilen erlauben. Konzentrierte Reste der meist wäßrigen Stammlösungen müssen getrennt gesammelt werden.

3.4 Klassifizierung nach der Aktivität

Eine Klassifizierung nach der Aktivität, bei der jedenfalls die Aktivitätskonzentration mitberücksichtigt werden muß, scheint nur für die lokale Organisation von Bedeutung zu sein und wird von jedem Nutzer verschiedenartig angesetzt. Sie gibt aber einen Hinweis auf den erforderlichen Strahlenschutzaufwand und erlaubt beim Abklingen im eigenen Bereich eine platz-

sparende Anordnung der Deponie. Die Abschätzung der Aktivität kann aus der Zahl der Lieferungen bzw. aus der Zahl der Untersuchungen erfolgen. Im allgemeinen wird eine Abschätzung der Aktivität im medizinischen Bereich besser als die Messung der Abfälle sein, weil die entstehenden Fehler geringer als die Meßfehler sind.

3.5 Biologisches Material (gär- und fäulnisfähig)

Blutproben werden selten radioaktive Abfälle darstellen, Harnproben aus in-vivo-Anwendungen oft eine eher geringe, aber die Freigrenze übersteigende Aktivität aufweisen. Den aus diagnostischen Maßnahmen stammenden Abfällen sollte in den anfallenden Quantitäten keine besondere Bedeutung zukommen. Nuklearmedizinische Untersuchungen bilden ja nur einen kleinen Bruchteil der durch medizinische Maßnahmen entstehenden Strahlenbelastung. Wenn durch ihren Abfall eine Gefährdung für die Allgemeinheit entsteht, dann müßte zunächst im Interesse der Patienten als Teil der Bevölkerung die immer breitere diagnostische Anwendung ionisierender Strahlung beachtet werden. Bei den höheren Aktivitätsmengen, wie sie bei der Therapie mit Radioisotopen anfallen, ist aber eine gezielte Versorgung der Ausscheidungen der Patienten erforderlich.

Zu den biologischen Abfällen gehören auch Tierkadaver. Sie müssen gekühlt, gelagert und im übrigen wie feste Abfälle entsorgt werden.

4. Sammlung der radioaktiven Abfälle

Die Parameter zur Entscheidung bezüglich Lagerung zum Abklingenlassen oder zum Abtransportieren wurden schon besprochen. Eine Entscheidung ist in größeren Krankenhäusern, in denen viele Abteilungen Radioisotope verwenden, aber auch hinsichtlich der Situierung des zentralen Lagerraums notwendig. Im geplanten neuen Allgemeinen Krankenhaus in Wien haben 9 Kliniken in 7 Ebenen (Stockwerken) an verschiedenen Flügeln die Möglichkeit der Anwendung von Radioisotopen gefordert. Grundsätzlich war man primär davon ausgegangen, daß die in-vivo-Anwendung radioaktiver Substanzen auf die nuklearmedizinische Station beschränkt sein sollte, Radioimmunoassays aber auch an anderen Kliniken im eigenen Bereich durchgeführt werden können. Von seiten der Intensivstationen, der Frauenkliniken sowie der neurologischen und kardiologischen Klinik wurde verlangt, daß die Anwendung von Isotopen bei Patienten, deren Zustand einen Transport gefährlich oder unmöglich macht, sowie bei Verwendung spezieller ortsgebundener Einrichtungen unbedingt möglich sein müsse. In diesen Fällen werden ausschließlich kurzlebige Isotope angewendet. Hier stellte sich das Problem eines Anschlusses der Abwasserkanäle an eine zentrale Abklinganlage trotz der zu überwindenden weiten Entfernungen oder der lokalen Sammlung auch der flüssigen Abfälle. Feste Abfälle können am Ort abklin-

gen oder müssen in einen temporären Lagerraum entsorgt werden. Die Errichtung von Abklinganlagen wird ebenso wie die Durchführung von Tierversuchen mit größeren Aktivitätsmengen und insbesondere die Errichtung und der Betrieb eines "medizinischen" Zyklotrons Überlegungen zu Strahlenschutzmaßnahmen verlangen, die hier nicht erörtert werden können. Sie erfordern eine spezielle Planung nach Art des Betriebes.

4.1 Sammlung fester Abfälle

Die Sammelbehälter am Ort der Entstehung sollen den Erfordernissen angepaßt sein. Für die hochkonzentrierten und relativ hohen Aktivitätsmengen, die bei Untersuchungen mit kurzlebigen Isotopen, besonders Tc-99m-Verbindungen entstehen, eignen sich am besten mit 1 mm Blei armierte Treteimer mit einem Inhalt von 8 bis 10 Litern. Injektionsnadeln sollten mit der ursprünglichen Hülle abgedeckt sein, wobei sie an der Injektionsspritze steckengelassen werden können und so die Kontaminationsgefahr vermindert wird oder als abgezogene Nadeln in einem Karton, Plastikbehälter oder -fläschchen gesammelt werden, ebenso wie andere Abfälle mit scharfen Kanten und Spitzen. Die stationären Sammelbehälter müssen mit Polyäthylensäcken, die herausgehoben und in ein temporäres Lager gebracht werden können, ausgelegt sein. Für die großen Mengen an schwachaktivem festen Abfall, der aus Radioimmunioassays entsteht, sind größervolumige Sammelbehälter am Ort der Entstehung nötig, die keine Bleiabschirmung erfordern.

4.2 Sammlung flüssiger Abfälle

4.2.1 Sammelbehälter

Die Sammlung von flüssigem Abfall in Behältern soll mit einem Volumen von etwa 30 l begrenzt werden, da sonst Schwierigkeiten beim Transport auftreten. Durch Verwendung eines bruchsicheren Überbehälters oder einer ausreichend großen Auffangschale ist der Gefährdung einer Kontaminationsausbreitung entgegenzutreten. Bei flüssigen brennbaren Abfällen ist die Begrenzung des Volumens durch den Brandschutz bestimmt. Höhere Aktivitätskonzentrationen in Resten von Stammlösungen u.ä. können in kleinvolumigen, bruchsicheren Sammelbehältern im Abklingraum oder temporären Lagerraum weitergelagert werden.

4.2.2 Abklinganlagen

Wie schon erwähnt, treten bei der therapeutischen Gabe von Radioisotopen und an Arbeitsplätzen, die hohe Aktivitäten verwenden, wie z.B. Forschungslaboratorien, so hohe Aktivitätsmengen im flüssigen Abfall auf, daß eine besondere Planung für

die Lagerung und die eventuelle Verdünnung vor der Abgabe in das Kanalnetz notwendig wird. Aber auch bei der Dezentralisierung verschiedener Untersuchungen stellt sich die Frage nach einer zentralen Abwasserentsorgung. Neben den schon genannten Gründen der Dezentralisierung, die in der unmittelbaren ärztlichen Versorgung der Patienten liegen, wird von den verschiedenen Fachdisziplinen gefordert, Radioimmunoassayteste aus Gründen der Überprüfbarkeit der Befunde in ihrem Bereich durchzuführen. Es wäre vorteilhaft, solche den einzelnen Fachgebieten zugeordnete Laboratorien in der Nähe einer Abklinganlage zu situieren. Die Entscheidung, ob es besser ist, eine zentrale oder mehrere getrennte Anlagen zu errichten, müßte nach vorhandenen Erfahrungen geprüft werden. Dabei müssen Zahl und Größe der Tankvolumina so gewählt werden, daß eine optimale Möglichkeit der Verdünnung für den gegebenen Fall erreicht wird. Es dürfen aber keine unerwünschten Reaktionen durch den Zufluß von Abwässern aus verschiedenen Laboratorien entstehen. Dabei könnten sich einerseits aggressive Lösungen bilden, die die Wand der Behälter angreifen, oder Ablagerungen entstehen, die umschriebene Strahlenquellen bilden. Der Arbeitsvorgang kann nicht wie in der Industrie so genormt werden, daß die Möglichkeiten derartiger Schädigungen entsprechend abgedeckt sind.

Für Chemikalien bestehen nur pauschale und eher qualitative Angaben hinsichtlich der Abgabe an die Umgebung, zumindest ist unseres Wissens im Bereich der Medizin in dieser Richtung keine Regelung für Laboratorien getroffen. Wahrscheinlich hat die Abgabe chemischer Schadstoffe eine nicht geringere Bedeutung als die Abgabe mancher in der Medizin verwendeter radioaktiver Isotope.

Führt eine nuklearmedizinische Abteilung eine Therapie mit offenen radioaktiven Isotopen durch, dann ist jedenfalls eine eigene Abklinganlage gerechtfertigt. Bei den anfallenden Radioisotopen handelt es sich vorwiegend um Jod-131 in einer Dosierung bis zu 200 mCi als therapeutische Einzelgabe (von einigen Autoren wird auch Jod-125 zur Therapie angewendet, das strahlenschutzmäßig ähnlich zu behandeln ist) und um zumeist eher geringe Aktivitäten an Phosphor-32 für die Behandlung von Bluterkrankungen. Die einfachere Handhabung der Anlage bei bekannten Nukliden als bei einer wenig definierten Mischung verschiedener Radioisotope kann für die organisatorische Therapieplanung wichtig sein.

Therapeutisch angewendete Radioisotope, die vom Organismus nicht ausgeschieden werden (wie z.B. bei Injektion in die Gelenke oder in andere Körperhöhlen u.ä.), spielen für den Strahlenschutz keine Rolle.

Prinzipiell könnte die Entsorgung bei jodbehandelten Patienten noch auf zwei andere Arten gelöst werden. Sie ist durch Sammlung des Harnes in kleinvolumigen Flüssigkeitsbehältern, die einen geringen Platzbedarf haben, möglich. Bei entsprechender Belehrung und Kooperation des Patienten kann die notwendige Handhabung dieser Behälter weitgehend reduziert werden. Nach unseren Erfahrungen ist die Möglichkeit einer individuellen

Sammlung der Ausscheidungen mit guten Genauigkeit gegeben, allerdings schwierig zu verifizieren. Auf Kontamination ist zu prüfen, sie kann weitgehend vermieden werden. Eine dritte Möglichkeit wäre die Einführung von Anlagen, die eine chemische Anreicherung oder Isolierung von ausgeschiedenem radioaktivem Jod gestatten, allerdings nur aus dem Harn. Diese Anlagen bedürfen einer regelmäßigen Wartung der Firmen, von denen sie angeboten werden, und haben relativ hohe Betriebskosten. Über ihre Anwendung liegt noch geringe Erfahrung vor. Auch über Abklinganlagen im medizinischen Bereich gibt es nur wenige Berichte. Uns erscheinen von den Bedingungen her die Abklinganlagen bei einer größeren Zahl von Behandlungen, wie sie bei einer nuklearmedizinischen Abteilung mit Therapie erwartet werden kann, den anderen Möglichkeiten überlegen.

Da Patienten als potentielle Lieferer von Abfall anzusehen sind (auch wenn radioaktive Substanzen nur zur Diagnostik verwendet werden), müssen sie auf die Möglichkeit der Kontamination, die sie verursachen können, und auf die Notwendigkeit einer ausreichenden Verdünnung der Exkremente mit Wasser aufmerksam gemacht werden. Es soll übrigens erwähnt werden, daß in der ICRP Publikation 25 nur auf forciertes Spülen der Toiletten bei radiojodbehandelten Patienten Wert gelegt, im übrigen aber keine Sammlung der Exkremente empfohlen wird.

4.3 Vorbehandlung der Abfälle

Auf eine mögliche Vorbehandlung der Abfälle in einigen Fällen soll hingewiesen werden. Sind höhere Aktivitäten von Radiojod vorhanden, dann kann durch Zugabe von Trägerjod und Natriumthiosulfat oder andere Bindung von Jod auch eine Kontamination der Luft durch Jod vermieden werden.

Gase sollen nach Möglichkeit ab- oder adsorbiert (z.B. radioaktives CO_2 in Lauge), also aus einer gasförmigen in eine flüssige oder feste Form überführt werden. In dieser Weise nicht behandelbare gasförmige Abfälle müssen entsprechend den Vorschriften entsorgt werden. Auf die Belüftung der Lagerräume soll nicht eingegangen werden.

4.4 Beschriftung der Abfälle

Die Beschriftung der Abfälle soll den allgemeinen bzw. den vom Konditionierer erstellten Richtlinien entsprechen.

4.5 Sammlung zum Transport

Transportbehälter zur Übergabe an den Konditionierer werden von diesem vorgeschrieben bzw. zur Verfügung gestellt. Bei me-

dizinischen Abfällen werden auch ohne Bleiabschirmung die niedrigsten vorgesehenen Dosisleistungen von 200 mR an der Oberfläche selten überschritten, wenn höhere Aktivitätsmengen getrennt gesammelt werden. Höhere Aktivitäten von Nukliden verschiedener Strahlenarten und differierender Halbwertszeiten sollten zweckmäßigerweise, wenn man sie nicht selbst zum Abklingen lagern kann, getrennt übergeben werden. Auf Lagerung und Transport umschlossener radioaktiver Stoffe kann hier nicht eingegangen werden.

5. Abschließende Bemerkungen

Eine Gegenüberstellung von Verbrauch an Radioisotopen in der Medizin und Abgabemöglichkeiten des Abfalls zeigt in den letzten Jahren eine gegenläufige Bewegung. Da die Entsorgung von radioaktivem Abfall über Jahre und Jahrzehnte wegen der eher geringen Quantität nicht vordringlich war und wenig beachtet wurde, hat die praktische und ökonomische Betrachtung dieses Problems erst in den letzten Jahren zusammen mit rigoroseren Verordnungen zum Umweltschutz begonnen. Dies ist in medizinischen Bereichen, bei denen die Expansion der Verwendung von Radioisotopen noch nicht zum Stillstand gekommen ist, besonders deutlich fühlbar. Die hier versuchte Zuordnung der Abfälle in einer für die Abfallbeseitigung anwendbar scheinenden Praxis kann nur für den jetzigen Zeitpunkt gelten und muß der Entwicklung neuer Methoden bzw. der Verwendung neuer Nuklide immer wieder angepaßt werden. Die im Interesse des Strahlenschutzes der Patienten liegende Einführung wenig belastender Nuklide findet meist erst sehr spät eine Berücksichtigung in den Vorschriften, wie dies am Beispiel von Jod-123, Ga-67 u.a. sichtbar wird. Die für unbekannte Nuklide geltenden besonderen Vorsichtsmaßnahmen können zu sachlich nicht begründbaren Auflagen führen.

Die Vorschriften werden nicht überall gleich interpretiert, was zu übertriebenen oder zu geringen Schutzmaßnahmen führen kann. Im Hinblick auf die praktische Durchführung sind diejenigen, die die Handhabung des Strahlenschutzes planen, die sie beobachten (Kontrollorgane) und die sie ausführen, in verschiedenen Betrachtungsebenen befangen. Es besteht ein gewisses Mißverhältnis der im medizinischen Interesse gelegenen Praktikabilität des Strahlenschutzes sowie der tatsächlichen Strahlenbelastung der Bevölkerung durch die für notwendig erachteten medizinischen Maßnahmen und der Interpretation von Vorschriften. Diese Diskrepanz kann nur durch eine enge und ausführliche Diskussion zwischen den Beteiligten über tatsächlich sinnvolle Maßnahmen beseitigt werden.

Literatur

/1/ Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Vienna 1977

/2/ Wagner, Henry N. jr.:
Images of the Future
J.Nucl.Med. 19/6 (1978), S. 599/605

ERFAHRUNGEN BEI DER ABFALLKONDITIONIERUNG IM EIR, WÜRENLINGEN

H. Brunner, H. Kalt und J. Schwammberger

EIR, Eidg. Institut für Reaktorforschung, Würenlingen (Schweiz)

Kurzfassung

Die Abteilung Strahlenüberwachung des EIR befaßt sich seit rund 20 Jahren mit der Behandlung radioaktiver Abfälle und betreibt seit 1970 ein selbst entwickeltes Konditionierungs- und Verpackungslabor sowie seit 1975 eine nach KfK-Vorbild weiterentwickelte Pilot-Verbrennungsanlage. Die Gruppe "Radioaktive Abfälle" sammelt im Auftrag des Bundesamtes für Gesundheitswesen (BAG) gesamtschweizerisch die schwach- und mittelaktiven Rohabfälle aus Industrie, Medizin, Forschung und Unterricht ein, die zusammen mit jenen des EIR und einem Teil der Kernkraftwerkabfälle im EIR konditioniert, verpackt und zur Beseitigung in den Meeresversenkungsaktionen unter Aufsicht der NEA/OECD vorbereitet werden.

Die Betriebs- und Strahlenschutzerfahrungen mit diesen Einrichtungen und Operationen werden beschrieben. Zwar sind die Mitarbeiter der Gruppe "Radioaktive Abfälle" neben jenen der Isotopenproduktion die am stärksten belasteten EIR-Mitarbeiter, ihre Jahresdosen konnten aber unter 50 % der höchstzulässigen Jahresdosis, meist sogar unter 3/10 MZD gehalten werden. Unzulässige externe Dosen oder Inkorporationen traten nie auf, und Zwischenfälle, bei denen Personen betroffen wurden, nachweisbare Inkorporationen oder unzulässige Kontaminationen der ohne Schutzanzüge betretbaren Arbeitsräume waren äußerst selten. Wesentliche Dosisreduktionen trotz zunehmenden Abfallmengen erwartet man von einer geplanten neuen Abfallkonditionierungsanlage mit integriertem Zwischenlager, bei der Zahl und Länge der Transporte zwischen den einzelnen Operationen auf ein Minimum beschränkt sowie vermehrt fernbedient statt manuell gearbeitet werden soll.

Abstract

The radiological protection division of the EIR is engaged since approximately 20 years with the treatment of radioactive wastes and is operating since 1970 a self-developed conditioning and packaging laboratory, as well as a pilot incineration plant developed from a KfK model. By order of the (Swiss) Federal Health Office (BAG), the group "Radioactive Waste" collects the low and intermediate level crude wastes from industry, medical application, research, and training all over

Switzerland which, together with those from the EIR and part of the wastes from nuclear power plants, are conditioned, packaged and prepared in the EIR for disposal within the scope of the sea dumping operations supervised by NEA/OECD.

The operating and radiological protection experiences with these installations and operations are described. Though the staff of the group "Radioactive Waste", beside those of the isotope production, are the most heavily exposed personnel of the EIR, their annual doses could be kept below 50 % of the maximum permissible annual dose, in most cases even below 3/10 MPD. Nonpermissible external doses or incorporations never occurred, and incidents involving personnel, detectable incorporations or nonpermissible contaminations of the working rooms, that are entered without protective clothing, occurred relatively seldom. Significant dose reductions, inspite of growing amounts of waste, are expected to result from a new waste conditioning plant with integrated intermediate store, limiting to a minimum number and duration of the transports between the individual operations and favoring remote-controlled instead of manual labor.

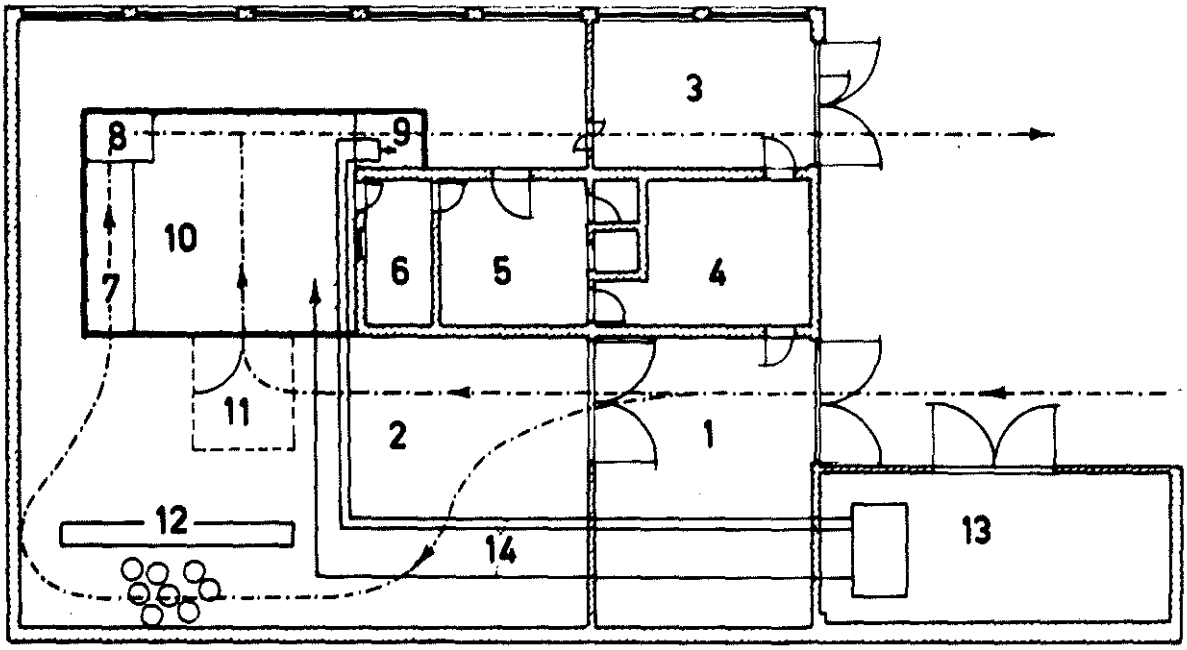
1. Einleitung

Die Abteilung Strahlenüberwachung (SU) des EIR befaßt sich seit rund 20 Jahren mit der Behandlung radioaktiver Abfälle, anfänglich für den damals noch geringen Eigenbedarf mit teilweise improvisierten Mitteln. Seit rund 10 Jahren besteht aber eine eigene Gruppe "Radioaktive Abfälle", die 1970 ein Konditionierungs- und Verpackungslabor ("Abfall-Labor" AL) und 1975 eine Pilotverbrennungsanlage (PVA) in Betrieb nahm. Zusammen mit der seit 1969 erfolgten Beteiligung an den Meeresversenkungsoperationen unter NEA-Aufsicht führte dies dazu, daß im Laufe dieses Jahrzehnts alle Abfälle aus Industrie, Forschung und Medizin, sowie seit einigen Jahren auch ein Teil der Abfälle aus Kernkraftwerken im EIR konditioniert und für die Versenkung vorbereitet wird. Die Betriebserfahrungen mit diesen Anlagen sollen hier kurz aus der Sicht des Strahlenschutzes beschrieben werden.

2. Anlagen und Betrieb

2.1 Abfall-Labor AL

Das Abfall-Labor wurde in einer bereits vorhandenen Halle eingerichtet (Bild 1) und besteht aus einer 8 x 6 x 3,3 m^3 großen Kombination von Unterdruck-Stahlboxen (Bild 2) und zugehörigen Betriebsräumen, wie Garderoben, Kontrollraum, Lüftungsraum u.a. Die Einrichtungen in den Unterdruckboxen werden von außen teils durch Handschuhöffnungen, teils ferngesteuert bedient, der wesentliche Teil der Arbeiten muß aber im Innern der Arbeitsbox in Schutzkleidung ausgeführt werden (Bild 3).



1 Zufahrtsschleuse für Fahrzeuge und Abfälle
2 Betriebshalle und Zwischenlager
3 Ausgangsschleuse für Abfälle
4 Garderobe inaktiv
5 Garderobe aktiv, Duschen
6 Personenzutrittsschleuse und Kontrollraum für Arbeitsbox
7 Sortierbox mit Transportband
8 Preßbox mit 100-t-Presse
9 Zementierbox
10 Arbeitsbox
11 Schutzzelt als Schleuse vor Boxentor
12 Abschirmung für Rohabfallzwischenlager
13 Zementmischer und Pumpe
14 Zementtransportleitungen

Bild 1: EIR Abfall-Konditionierungs- und Verpackungs-Labor

Vorn oben Schleuse zur Einführung von Säcken auf das Transportband der Sortierbox, darunter Schleuse zum Einbringen von Fässern in die durch das Fenster rechts erkennbare Arbeitsbox. Links die Arbeitsplätze an der Sortierbox mit Handschuhöffnungen, Fußpedalen für Bandbetätigung und Pegelwächter. Ganz hinten die Preßbox.

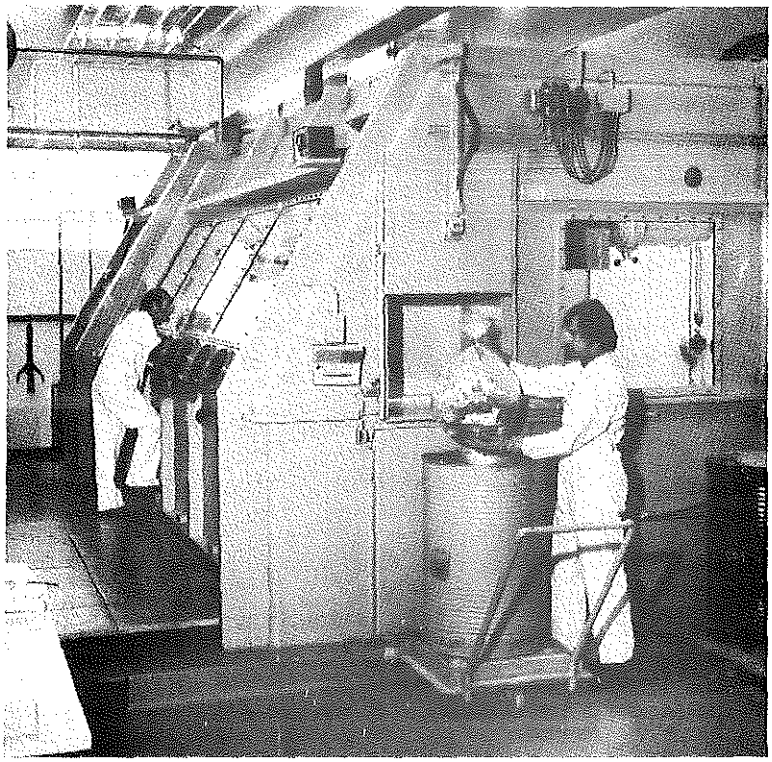


Bild 2: Sortierbox

Hinten rechts Schleuse zur Preßbox, davor der abgeschirmte Transportwagen. In der Mitte wird ein 100-l-Faß nach dem Pressen in ein 200-l-Faß eingeführt. Hinten links die Innenwand der Sortierbox, darunter die Flansche für die Sortenfässer.

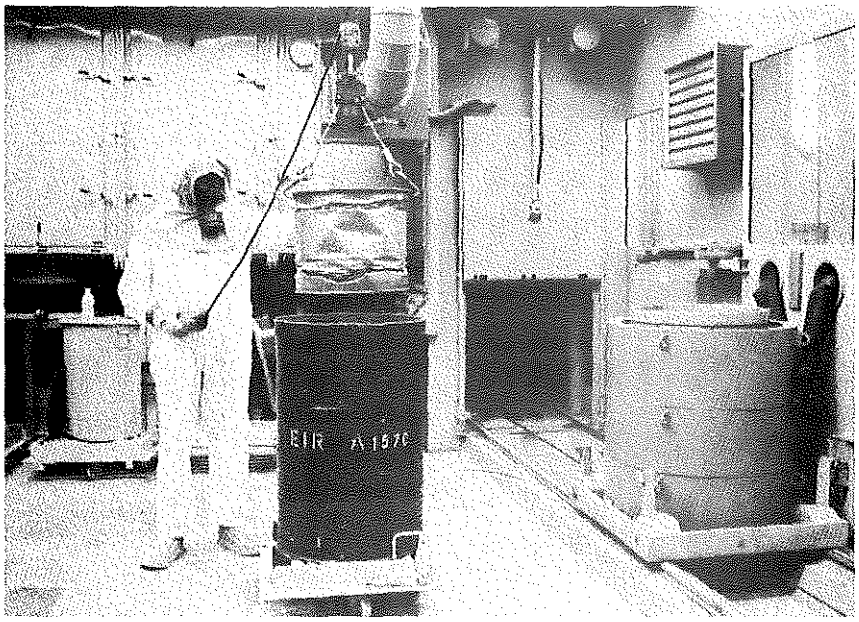


Bild 3: Arbeitsbox

Die zur Verarbeitung bestimmten Rohabfälle werden in der Betriebshalle hinter einer Abschirmmauer zwischengelagert und dann faßweise durch eine hydraulisch betätigte Schleuse in die Sortierbox gegeben (Bild 2). Große Objekte, wie Filterkästen, die in der Arbeitsbox zerkleinert werden sollen, gelangen durch das große Tor in die Arbeitsbox, wofür jeweils eine temporäre Schleuse in Form eines Plastikzeltes aufgestellt wird. In der Sortierbox erfolgt das Sortieren der Abfälle nach Brennbarkeit oder Preßbarkeit durch Handschuhöffnungen auf einem fußbetätigten laufenden Band. Angeflanschte Fässer nehmen die Abfallsorten auf; die preßbaren gelangen auf dem Band in ein unter der 100-Tonnen-Presse stehendes Faß. Diese Presse reduziert losen Abfall oder volle 100-Liter-Fässer auf etwa ein Drittel bis ein Fünftel ihres ursprünglichen Volumens. Verschlossene Fässer werden erst angestochen, und die ausgepreßte Luft wird von einer übergestülpten Plexiglashaube aufgefangen und über Filter abgesaugt. In der Arbeitsbox ermöglichen zwei Kranbahnen und eine zwischen Preßbox und Betonierbox auf Schienen laufende zylindrische Abschirmung (Bild 3) den Transport der Fässer. Das für die Verfestigung bzw. Einbettung der Abfälle in 200-Liter-Fässer benötigte Zementgemisch wird in einem Anbau hergestellt und über ein geschlossenes Schlauchsystem in die Boxen gefördert, wo es in der Arbeitsbox oder in der Betonierbox abgezapft werden kann. Zur Verdichtung dienen Vibratoren. Zur Verfestigung von Schlämmen und Harzen in der Arbeitsbox benützt man einen konventionellen Mischer. Nach Einfüllen des Zements werden die Fässer noch in der Box abgespritzt und gereinigt und gelangen dann über eine Schleuse zur Kontaminationskontrolle. Das Aushärten muß aus Platzmangel noch im Freien unter provisorischen Abdeckungen erfolgen, und für die abschließenden Betonierarbeiten (Abschlußdeckel bzw. Verpackung in zusätzlichen Abschirmcontainern des Typs B) steht nur ein überdeckter Vorplatz zur Verfügung. Der Lagerplatz für die versandbereiten Behälter ist eine offene, wasserdichte Betonwanne. Die Rohabfälle und die zur Verbrennung bestimmten sortierten Abfälle lagern in einer Wellblechhalle. Eine ausführliche Beschreibung findet sich in /1/.

Das Labor ist mit allen erforderlichen Überwachungsgeräten für Strahlenpegel, Luftaktivität und Oberflächenkontaminationen ausgerüstet und verfügt über die notwendigen tragbaren Strahlenmeßgeräte. In der Betriebshalle und an den Handschuhöffnungen und Fernbedienungen der Boxenkombination kann in normaler Arbeitskleidung gearbeitet werden. Kontaminationen in der Halle kamen bisher praktisch nie vor, so daß auch Besucher keine Schutzkleidung benötigen. Für Arbeiten in der Arbeitsbox (Zerlegung großer Objekte, Verfestigung von Schlämmen, Einbetten gepreßter Abfälle in 200-Liter-Fässer) kann meistens eine einfache Schutzkleidung (Überkleid, Armeeschutzmaske, Haube, Handschuhe, Stiefel) getragen werden (etwa 500 bis 1500 Mannstunden pro Jahr). Nur für die Behandlung von Abfällen, die Tritium, Kohlenstoff-14 oder Alphastrahler (Radium, Plutonium) enthalten, werden voll belüftete PVC-Schutzanzüge schweren oder leichten Typs getragen (etwa 10 bis 40 Mannstunden pro Jahr) (Bild 4). Neben der Personenschleuse, die von der Aktivgarderobe in die Arbeitsbox führt, befindet sich ein Kontroll-

Personenschleuse und Kontrollraum. Grobdekontaminationsplatz mit Duschen für belüftete Schutzanzüge. Einsatzleitung aus Kontrollraum, individuell regelbare Luftversorgung für 3 Schutzanzüge. Diese werden in der Schleuse hinter der Tür an- und ausgezogen unter Assistenz des Einsatzleiters.

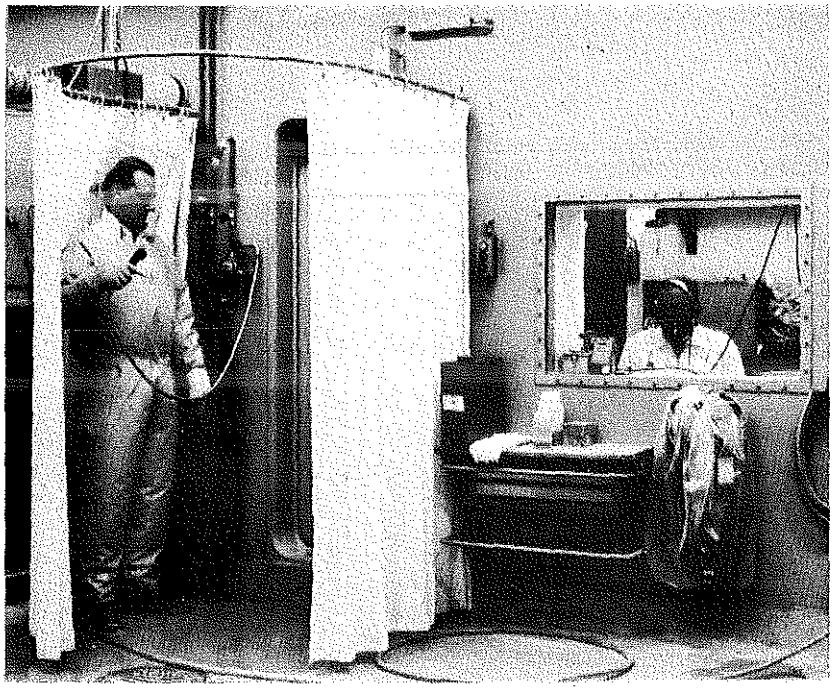


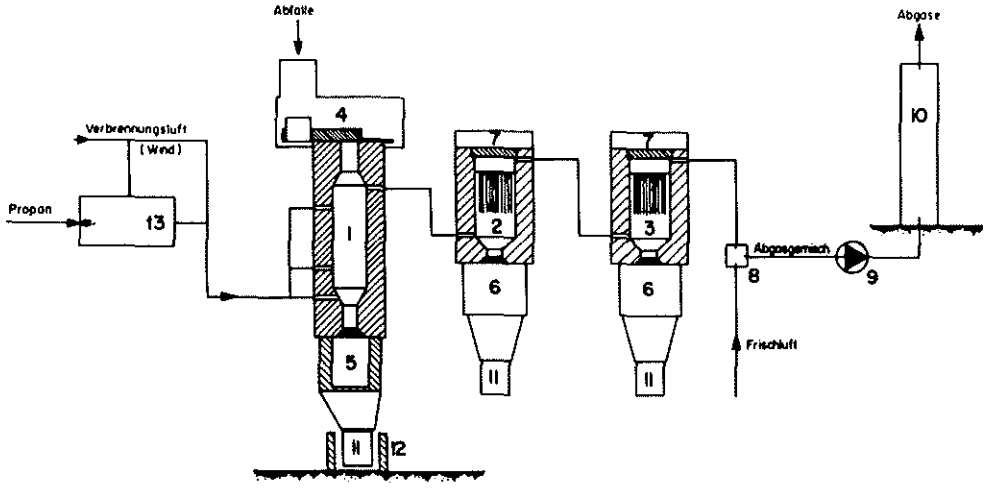
Bild 4: Arbeitsbox

raum mit Sicht- und Sprechverbindung, von wo aus die Arbeiten geleitet und überwacht werden und auch die erste Ausgangskontaminationskontrolle erfolgt. PVC-Anzüge werden vor Verlassen der Box abgeduscht. Gegensprechanlagen an allen Arbeitsplätzen und die in die Schutzanzüge eingebauten Sprechgarnituren (tastenlose Sprachsteuerung, Lautsprecher in Kopfhaube, Kabel im Luftschlauch) ermöglichen einwandfreie Verständigung. Gut dimensionierte Belüftungs- und Filteranlagen sorgen für einwandfreie Luftführung und Reinigung mit 20 Luftwechseln pro Stunde und einem Unterdruck von 10 - 30 mm Wassersäule in den Boxen.

2.2 Pilot-Verbrennungsanlage PVA

Diese Anlage (Bild 5) wurde nach Karlsruher Vorbild entwickelt und dient vorläufig für die Verbrennung von β/γ-aktiven Abfällen, bei denen allerdings α-Kontaminationen nie ganz ausgeschlossen werden können.

Die in Plastiksäcke abgefüllten sortierten Abfälle werden in Fässern aus der Zwischenlagerhalle in die PVA und dann mit einem Warenlift zur Beschickungsplattform gebracht. Dort steckt man sie zusätzlich in Papiersäcke, die sicherstellen, daß die Abfälle erst nach Passieren der Beschickungsschleuse zu brennen beginnen. Die Beschickung erfolgt in Portionen von einigen



Legende:

1	Ofen	7	Filtereinbaubox
2	Grobfilter	8	Mischdüse
3	Feinfilter	9	Abgasgebläse
4	Beschickungseinrichtung für die Abfälle	10	Kamin
		11	Stahlfaß zur Aufnahme der Rückstände
5	Aschenschleuse	12	Bleiabschirmung
6	Filterwechselschleuse	13	Winderhitzeranlage

Bild 5: Vereinfachtes Prinzipschema der Verbrennungsanlage EIR

Kilo; pro Stunde können etwa 25 kg Abfälle verbrannt werden. Schaugläser ermöglichen eine visuelle Kontrolle der Verbrennung. Der Propangasbrenner wird nur zum Aufwärmen in der Startphase benötigt. Obwohl nur zweischichtig gearbeitet wird, ist die Abkühlung während der nächtlichen Pause so gering, daß die Temperatur am Morgen noch hoch genug für eine einwandfreie Verbrennung ist. Die Asche wird zweimal täglich, die Schlacke nach Bedarf in ein unten an den Ofen angeflanschtes Abfallfaß ausgestossen und im Abfall-Labor mit Zement verfestigt. Die Verbrennungsgase passieren erst eine der beiden Grobfilterkammern und dann die Feinfilterkammer, die alle mit keramischen Filterkerzen ausgerüstet sind. Anschließend wird die Abluft mit frischer Außenluft und Raumluft gemischt und gekühlt und über einen Kamin abgegeben. Ein Bypass führt über einen Kühler Luft zu einem Abluftmonitor mit Großflächen-Proportionalzähler für α- und β/γ-Überwachung. In der gegenwärtig laufenden Verbrennungsphase ist eine Versuchsanlage für zusätzliche Gasreinigung in Betrieb genommen worden, nachdem Versuche gezeigt hatten, daß die keramischen Filter gewisse α-Strahler, vor allem Transurane, der hohen Temperaturen wegen nicht genügend

zurückhalten können. So soll nun die beste Reinigungsmethode für die später vorgesehene Verbrennung von α-kontaminierten Abfällen ermittelt werden. In der vorangegangenen 4. Betriebsphase arbeitete die Anlage während 66 Tagen mit 992 effektiven Betriebsstunden völlig störungsfrei. Verbrannt wurde der Inhalt von 1400 200-Liter-Fässern mit 280 m^3 Volumen und 28 t Gewicht. Dies ergab 12 Fässer mit Asche und Schlacke und 3 Fässer mit Filterkerzen, total 3 m^3 bzw. 1,6 t. In der PVA wird gewöhnliche Arbeitskleidung getragen. Kontaminationen der Räume sind bisher keine aufgetreten.

2.3 Lagerung und Transporte

Wegen der aus der allmählichen Entwicklung entstandenen ungünstigen gegenseitigen Lage der verschiedenen Betriebsgebäude und des chronischen Platzmangels müssen Rohabfälle und konditionierte Abfälle teilweise unter betrieblich schwierigen Bedingungen zwischengelagert werden, und es sind zwischen den einzelnen Arbeitsgängen viel mehr Umlagerungen und Transporte erforderlich, als dies bei einem optimal angeordneten Betrieb der Fall wäre. Es werden hauptsächlich Hubstapler eingesetzt, aber auch Palettroller und Kranwagen.

3. Art und Mengen der Abfälle

Bild 6 zeigt, welche Rohabfall-Volumina pro Jahr angeliefert wurden. Anfänglich stammten diese nur aus dem EIR, und das Abfall-Labor wurde weitgehend für diesen Eigenbedarf ausgelegt. Ab 1969 beteiligten wir uns an den unter Aufsicht der NEA/OECD durchgeführten Versenkungsoperationen im Atlantik. Da inzwischen ein vom Bundesamt für Gesundheitswesen (BAG, früher EGA) ausgearbeitetes Lagerhausprojekt für schwach- und mittelaktive Abfälle gescheitert war, begannen wir auch die vom BAG aus den Bereichen Industrie, Medizin und Forschung landesweit eingesammelten Abfälle zur Konditionierung zu übernehmen, die dann, soweit sie nicht brennbar waren, ebenfalls zur Versenkung gelangten. In zunehmendem Maße kamen auch Sonderabfälle der Kernkraftwerke dazu, die für die Konditionierung in den dort installierten Anlagen nicht geeignet waren, sowie nach Inbetriebnahme der Verbrennungsanlage auch die brennbaren Kernkraftwerksabfälle. Bild 6 zeigt die Verteilung auf die Hauptlieferanten und nennt einige Ereignisse, die zu Zunahme der Mengen führten, sowie die Versenkungsoperationen und Verbrennungsphasen.

Die Verbrennungsanlage wird aus betrieblichen Gründen in der Zeit zwischen Mitte September und Mitte März benützt. Die Versenkungsaktionen finden meist im Juni statt. Im Abfall-Labor werden die Abfälle, nach Sorten und Behandlungsmethoden getrennt, zu einzelnen Konditionierungsphasen zusammengefaßt. Dies alles führt dazu, daß zwischen Anlieferung, Konditionierung und Beseitigung Zeiträume von Wochen bis vielen Monaten liegen können.

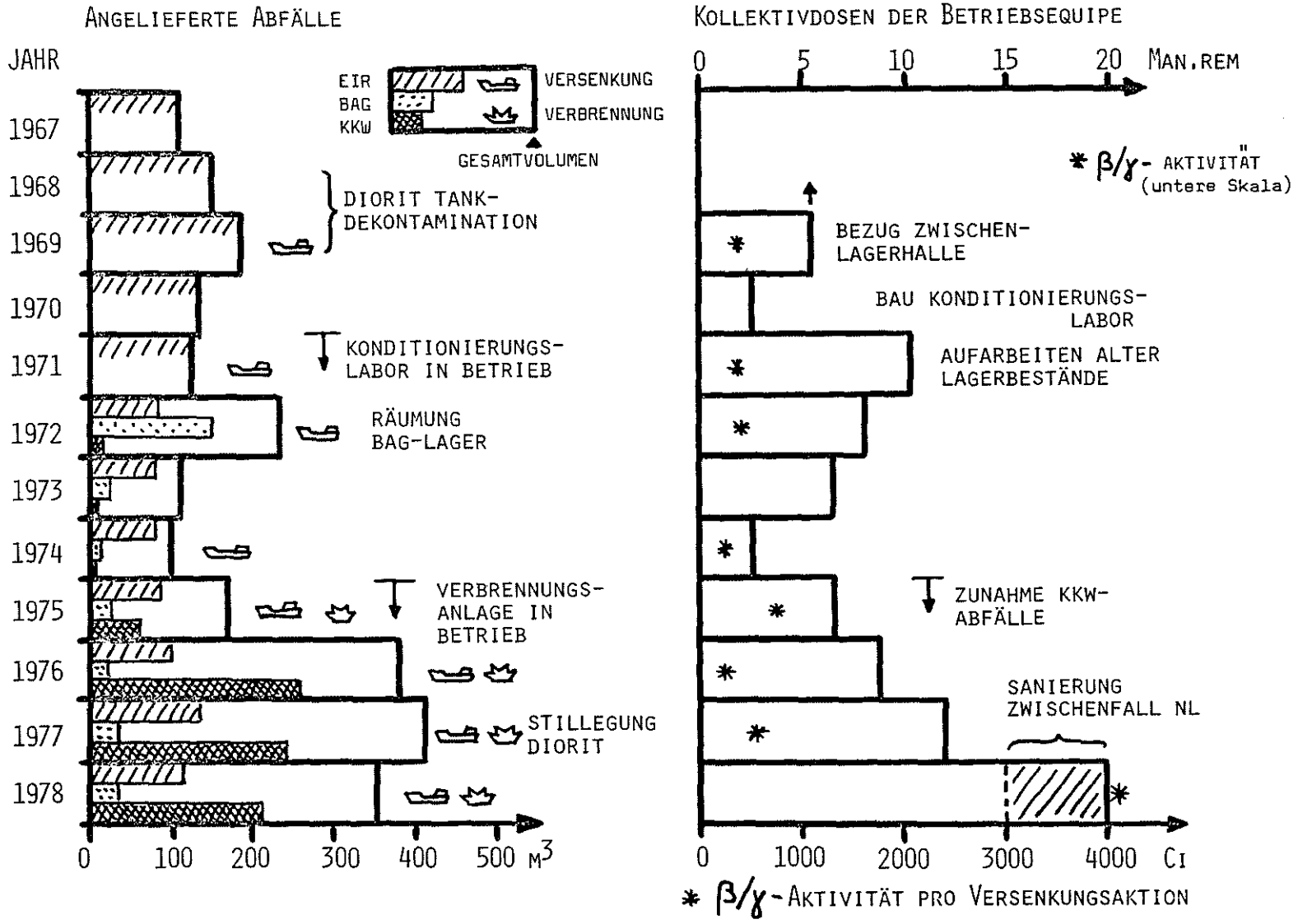


Bild 6: Abfallmengen und Strahlendosen

Tabelle 1 informiert über die verschiedenen Versenkungsoperationen. 1978 waren sehr viele Kernkraftwerksabfälle mit Co-60 und Cs-137 dabei. Die α-Abfälle bestanden aus Ra-226 aus der Medizin, Am-241 aus der Industrie sowie Transuranen aus der Forschung.

4. Betriebs- und Strahlenschutzerfahrungen

4.1 Betriebsorganisation und Strahlenschutz

Die Gruppe "Radioaktive Abfälle" wird von einem graduierten Ingenieur geleitet. Von seinen beiden Stellvertretern betreut der eine vor allem die administrativen Belange und den Kundendienst, der andere ist Betriebsleiter der Abfallbehandlungsanlagen. Da die Gruppe ursprünglich aus der Strahlenschutz-Betriebsüberwachung herausgewachsen ist, handelt es sich beim Gruppenleiter um einen erfahrenen Strahlenschutzingenieur, während die Stellvertreter als Chefkontrolleur bzw. Kontrolleur ausgebildet sind. Ein weiterer Strahlenschutzkontrolleur wurde der Gruppe nach ihrer Verselbständigung zugeteilt. Auch die übrigen Angehörigen der Betriebsequipe haben eine intensive Strahlenschutzausbildung erhalten, so daß die Gruppe bisher die Arbeitsplatzüberwachung weitgehend selbst durchgeführt hat.

Am Jahresende wird nun die Gruppe im Rahmen einer Institutsreorganisation aus der Abteilung Strahlenüberwachung herausgelöst und als selbständige Abteilung der Hauptabteilung Wissenschaftlich/Technische Dienste zugeteilt. Da die Kader durch den eigentlichen Betrieb mehr als ausgelastet sind und der zugeteilte SU-Kontrolleur demnächst pensioniert wird, soll nun auch hier, wie bei anderen Abteilungen des EIR, die Arbeitsplatzüberwachung nur noch zum Teil als Eigenüberwachung der Betriebsequipe, zum andern Teil aber als gezielte Überwachung durch die Gruppe SU-Betriebsüberwachung durchgeführt werden. Nicht zuletzt auch der Zwischenfall bei der Versenkung 1978 hat gezeigt, daß bei voller Integration der Strahlenschutzkontrolleure in die Betriebsequipe sowohl Interessenkonflikte wie auch eine allmähliche Betriebsblindheit kaum vermeidbar sind.

4.2 Einsammlung der Abfälle

Im EIR wird angestrebt, die Abfälle schon am Anfallort im Labor oder Betrieb nach Sorten getrennt zu sammeln, um den Sortieraufwand zu vermindern. Auch für die Sammelaktionen des BAG wird dies durch eine entsprechende Verordnung vorgeschrieben /2/. Für jeden Behälter mit Rohabfällen muß der Lieferant eine Lieferkarte mit genauen Angaben über Art, Form und Aktivität des Inhalts ausfüllen, und auch während der Konditionierung folgt eine entsprechende Laufkarte jedem Abfallbehälter, was für die Bilanzierung und die Zusammenstellung von Verladelisten unentbehrlich ist. Trotzdem sind Überraschungen nie

JAHR	ANZAHL FÄSSER	ANZAHL BETON-CONTAINER	GEWICHT (T)	HERKUNFT (GEW.%) EIR	BAG*)	KKW	AKTIVITÄT (Ci) β/γ	α	^{3}H	VERSENKUNGS-KOSTEN SFR/T
1969	--	100	243	100	---	---	341	---	---	235.--
1971	150	128	375	100	---	---	355	2	---	275.--
1972	1'075	45	508	80	17	3	402	7	192	300.--
1974	587	121	509	31	68	1	298	16	1'822	290.--
1975	200	55	202	78	13	9	725	22	425	340.--
1976	541	59	349	59	10	31	253	15	473	340.--
1977	630	82	456	21	5	74	579	9	366	407.--
1978	801	165	733	38	6	56	4'072	27	390	400.--
1979	571	44	408	20	3	77	136	0.05	---	?

*) BAG = ABFÄLLE AUS INDUSTRIE, FORSCHUNG U. MEDIZIN AUS SAMMELAKTIONEN BUNDESAMT F. GESUNDHEITSW.

Tab. 1: Versenkungsaktionen EIR

ganz auszuschließen, so daß auf das Sortieren nicht völlig verzichtet werden kann, auch wenn raffiniertere Eingangskontrollen angewendet würden. Festgestellte absichtliche Verstöße bzw. Schmuggelversuche kosten den fehlbaren Lieferanten mindestens die Mehrkosten für Untersuchung und Behandlung.

4.3 Konditionierung und Verpackung

Konzept und Einrichtungen des Abfall-Labors haben sich im wesentlichen bewährt und dienen auch neueren Anlagen im Ausland als Vorbild. Allerdings haben sich im Laufe der zehn Betriebsjahre Sortenspektrum und Mengen der Abfälle über die der Projektierung zugrunde gelegten Erwartungen hinaus verschoben bzw. vergrößert, und einst seltene, daher manuell konzipierte Arbeiten sind heute zu Routinemethoden geworden und sollten dringend fernbedient oder weitgehend automatisiert durchgeführt werden können. Ganz wird sich aber der manuelle Umgang mit gewissen Abfallsorten nie vermeiden lassen, besonders bei der Vielfalt der Abfälle aus der Forschung, und dafür ist die Boxenkombination weiterhin sehr gut geeignet. Für die großen Mengen der Standardabfallsorten aus Produktionen aller Art könnte aber ein neuer, nach einem guten Fließschema folgerichtig angeordneter Betrieb mit weitgehender Fernsteuerung und kurzen Transportwegen viele Verbesserungen bringen.

Erfreulich ist, daß es gelang, die Außenseite der Boxenkombination und die Betriebsräume sauberzuhalten, so daß nur im Innern der Boxen eigentliche Schutzkleidung erforderlich ist. Besondere Probleme sind dabei dank guter Arbeitsverhältnisse, auch in den belüfteten Schutzanzügen, nicht aufgetreten, und es werden recht lange Einsatzzeiten von 2 1/2 bis 3 Stunden erreicht.

Eigentliche Zwischenfälle gab es keine, von vereinzelten, aber glücklicherweise harmlos verlaufenen Fingerverletzungen beim Sortieren abgesehen, die durch unvorschriftsgemäß verpackte Glasabfälle oder Nadeln von Injektionsspritzen verursacht wurden. Über die Strahlenbelastung des Personals wird in Abschnitt 4.7 berichtet.

4.4 Verbrennungsanlage

Auch hier konnten die Arbeitsbedingungen trotz hoher Temperaturen und Lärm erträglich gestaltet und Kontaminationen der Arbeitsflächen vermieden werden. Mit zunehmender Betriebserfahrung fand man auch für schwierige Arbeiten, wie Schlackenausstoß, bessere Lösungen. Dank guter Filterkerzen und anderer Verbesserungen wurden Störungen äußerst selten und die Unterhaltsarbeiten erleichtert. Die Dosisbelastung des Personals ist gering, trotz manueller Beschickung des Ofens.

Infolge sehr kleiner, auf Transurane ausgelegter Abgabegrenzen für α-Aktivitäten mußte der Alarmpegel der Abluftüberwachungsanlage sehr tief angesetzt werden. Bei α-Alarm wird der Monitorfilter ausgewechselt und im Labor α-spektrometrisch untersucht. Es zeigte sich, daß in den meisten Fällen die zu hohen α-Werte durch natürliches Po-210 verursacht wurden. Da solche Alarme bis zu ihrer Abklärung Betriebsunterbrüche erfordern, suchte man intensiv nach der Herkunft des Poloniums. Es zeigte sich schließlich, daß sowohl die Ofenauskleidung wie auch die Filterkerzen einen erhöhten Gehalt an natürlichen Radionukliden der Uranreihe aufweisen. Wieweit eine zusätzliche Abgasreinigung auch dieses Problem vermindern oder beseitigen kann, werden die nun anlaufenden Versuche ergeben.

4.5 Transporte und Meeresversenkung (Tabelle 1)

Aus den bereits erwähnten Gründen müssen zwischen den einzelnen Arbeitsgängen zu viele Transporte durchgeführt werden, und Untersuchungen haben ergeben, daß dies fast die Hälfte der externen Strahlenbelastung der Betriebsequipe verursacht, besonders seit mit der Zunahme der Kernkraftwerksabfälle der Anteil der harten γ-Strahler zugenommen hat. Organisatorisch ist hier nur noch wenig zu verbessern, eine Sanierung ist nur durch große neue Investitionen in Bauten und Betriebseinrichtungen möglich.

Für die Meeresversenkung müssen die Behälter gemäß den Anweisungen für die Schiffsverladung meist auf Paletten angeordnet werden, und auch die vorgängige Bahnverladung erfordert komplizierte Verladeordnungen. 1978 wurden für Bereitstellung und Bahnverladung von 1008 Fässern und 165 Containern von insgesamt 828 t rund 2,6 man-rem akkumuliert, davon rund ein Drittel bei der Bereitstellung zum Abtransport. Über den Zwischenfall bei der Versenkung 1978 und über weitere Aspekte der Meeresversenkung orientieren die Beiträge von J. Aeppli und W. Hunzinger.

4.6 Spezielle Abfälle

Soweit möglich wird angestrebt, Abfallsorten, die bei der Konditionierung besondere Probleme bezüglich Kontamination und Inkorporation verursachen könnten, wie Tritium, Kohlenstoff-14, Radium oder Transurane, schon am Produktionsort in dicht verschlossene, möglichst verschweißte Stahlbehälter verpacken zu lassen, die dann im Abfall-Labor ohne erneutes Umpacken nur noch einbetoniert werden müssen. Gelegentlich müssen aber auch solche Nuklide in offener Form konditioniert werden, was zu den relativ seltenen Schutzanzugeinsätzen führt. Die Boxenkombination ist auch schon nach Zwischenfällen außerhalb des EIR zur Untersuchung lecker Quellen oder in Zwischenfällen verwikkelter radioaktiver Objekte, gelegentlich ausgefallener Art,

benützt worden, die dann schließlich auch noch als radioaktive Abfälle zu verpacken waren. Vereinzelt werden auch äußerlich kontaminierte Rohabfallbehälter festgestellt, die dann nicht nur sorgfältig ausgepackt werden müssen, sondern auch zu Untersuchungen des Kontaminationszustandes des Transportfahrzeuges und oft auch des Herkunftsortes führen.

4.7 Strahlenbelastung der Betriebsequipe

Bild 6 zeigt ab 1969, seit eine getrennte Abfallequipe besteht, den Verlauf der jährlichen Kollektivdosen, und Tabelle 2 gibt dazu weitere Informationen, wie mittlere und höchste Jahresdosen und die Anzahl Personen in der Gruppe.

Zwar haben die mittleren Jahresdosen nur vereinzelt 3/10 der höchstzulässigen Dosis überschritten (von den hohen Werten 1978 ist etwa ein Viertel der Sanierung des Zwischenfalls Ijmujden zuzuschreiben), und auch die jeweilige höchste Einzel-Jahresdosis blieb fast immer unter der Hälfte der höchstzulässigen Dosis. Trotzdem ist diese Gruppe neben der Isotopenproduktion die am stärksten belastete Gruppe des Institutes. Ein Teil der Strahlenbelastung muß zwar unter den gegebenen Verhältnissen als unvermeidlich, unter besseren räumlichen Bedingungen aber als vermeidbar betrachtet werden und damit gewissermaßen als unnötige Strahlenbelastung. Dies allein könnte zwar kaum die für eine Verbesserung erforderlichen großen Investitionen rechtfertigen, jedoch hat u.a. auch der Zwischenfall bei der Versenkung gezeigt, daß bauliche Unzulänglichkeiten die Qualitätskontrolle und die Gewährleistung einer gleichbleibenden Qualität der Verpackungen erschweren und zu letztlich sehr teuren Pannen führen können, kam die Sanierung der Fässer doch auf über 300 000 SFr zu stehen. Damit dürfte eine nicht allein auf der Dosis basierende Kosten-Nutzen-Betrachtung klar zugunsten von neuen Anlagen ausfallen.

Der Vergleich der Kollektivdosen mit den Abfallmengen und Aktivitäten ergibt eine gewisse Parallelität, allerdings mit einer durch die variablen Zeiträume zwischen Anlieferung der Rohabfälle und Konditionierung bedingten Phasenverschiebung.

Signifikante äußere Kontaminationen oder Inkorporationen sind kaum je aufgetreten. Die höchsten je festgestellten Inkorporationen (Tritium) lagen bei wenigen Prozent der zulässigen Richtwerte. Auch bei den Fingerdosen gab es nie Probleme.

5. Zukunftspläne

Ein weiterer Umbau der bestehenden Anlagen wäre kaum sinnvoll und zum Teil auch nicht möglich, und er könnte das Hauptproblem, die unnötigen Transporte, nicht beseitigen. Deshalb wurde nun ein Projekt für ein neues Betriebsgebäude erarbeitet,

JAHR	ANZAHL PERSONEN	*)	KOLLEKTIVDOSIS (MAN.REM)	MITTLERE JAHRESDOSIS (REM)	HÖCHSTE JAHRESDOSIS (REM)
1969	4	V	5,75	1,44	1,92
1970	4		2,81	0,70	0,91
1971	8	V	10,21	1,28	2,28
1972	8	V	8,05	1,15	1,56
1973	9		6,73	0,75	1,31
1974	8	V	2,56	0,32	0,45
1975	9	V,P	6,72	0,75	0,95
1976	9	V,P	8,89	0,99	1,47
1977	10	V,P	12,03	1,20	1,65
1978	11	V,P	19,94	1,81	2,84

*) V = VERSENKUNGSAKTION, P = PVA-BETRIEB

Tab. 2: Strahlenbelastung der Betriebsequipe "Radioaktive Abfälle"

das in mehreren Etappen zu einem kombinierten Betriebs- und Zwischenlagergebäude führen soll. In der ersten Bauphase sind Räume für Betonierarbeiten und für Zwischenlager vorgesehen, später soll die Lagerkapazität vergrößert und schließlich auch ein neues Konditionierungslabor eingerichtet werden, alles mit kurzen Transportwegen und weitgehender Fernbedienung. Damit hoffen wir, ohne wesentliche Erhöhung von Personalbestand und Kollektivdosen die in der Schweiz anfallenden Abfälle bewältigen zu können.

Literatur

/1/ Schwammberger, J., und H. Brunner:
Health Physics and Operational Experiences in a Treatment and Packaging Facility for Solid and Semi-solid Wastes at EIR. Proceedings of the Third International Congress of IRPA
Washington D.C., Vol. 2, 1973, p. 835 (CONF-730907-P2)

/2/ Verordnung über die Sammlung und Ablieferung radioaktiver Abfälle, 18. März 1977

DIE SANIERUNG KONDITIONIERTER RADIOAKTIVER ABFÄLLE NACH EINEM KONTAMINATIONSZWISCHENFALL

J. Aeppli

Abteilung für die Sicherheit der Kernanlagen
Würenlingen (Schweiz)

Kurzfassung

Im Juni 1978 ereignete sich im Hafen von Ijmuiden, Niederlande, ein Kontaminationszwischenfall mit aus der Schweiz stammenden Fässern, die radioaktive Abfälle für die Meeresversenkung enthielten. Die von der Versenkungsaktion ausgeschiedene Charge von 207 Fässern mußte bis zur nächstjährigen Meeresversenkung so saniert werden, daß diese Abfälle den internationalen Vorschriften entsprachen und im Atlantik beseitigt werden konnten.

Nach umfangreichen Sanierungsarbeiten, wobei ein Teil der Abfälle neu konditioniert und mehrere Behälter neu verpackt werden mußten, wurde das Gesamtgewicht der versenkungsbereiten Abfälle verdoppelt. Die gesamte Strahlenbelastung für die an den einzelnen Sanierungsphasen beteiligten Personen ergab einen Wert von ungefähr 10 man-rem.

Eine ungewöhnliche chemische Zusammensetzung des zu verfestigenden Konzentrates, ungenügende Qualitätskontrollen sowie eine ungeeignete Transportlage waren die wesentlichsten Ursachen, die zu diesem Kontaminationszwischenfall geführt haben. Mit den nach diesem Zwischenfall getroffenen Maßnahmen sollten ähnliche Vorkommnisse in Zukunft vermieden werden.

Abstract

In June 1978, there occurred in the port of Ijmuiden, Netherlands, a contamination incident involving drums originating from Switzerland and containing radioactive wastes intended to be dumped into the sea. The batch of 207 drums excluded from the sea-dumping action had to be sanitated for the next year dumping in such a manner, that these wastes met the international requirements and could be disposed of by sinking them into the Atlantic.

As a consequence of extensive sanitation work, requiring part of the wastes to be newly conditioned and several drums to be packaged again, the total weight of the wastes ready for dumping was doubled. The total radiation exposure for the personnel that took part in the individual phases of sanitation amounted to about 10 man-rem.

The main causes for this contamination incident were unusual chemical composition of the concentrate to be solidified, unsufficient quality control and a position not suitable for transport. The measures taken after this incident intend to avoid similar occurrences in the future.

1. Einleitung

Die Schweiz hat bisher an 8 Versenkungsoperationen von radioaktiven Abfällen in die Tiefsee teilgenommen, die von verschiedenen europäischen Ländern gemeinsam organisiert und unter der Aufsicht der OECD/NEA durchgeführt wurden.

Der Transport dieser Abfälle erfolgte üblicherweise per Eisenbahn von der Schweiz nach dem Verschiffungshafen in Ijmuiden, Niederlande. Die Gesamtladung der Schweiz setzt sich jeweils aus radioaktiven Abfällen der 3 Kernkraftwerke sowie aus den Bereichen Forschung, Medizin und Industrie zusammen. Das Eidgenössische Institut für Reaktorforschung (EIR) organisiert die notwendigen Vorbereitungen, stellt die Gesamtladung zusammen und tritt als Versender auf.

Der vorliegende Bericht beschränkt sich auf die aus dem Kernkraftwerk Beznau der Nordostschweizerischen Kraftwerke AG (NOK) stammenden radioaktiven Abfälle, die den Kontaminationszwischenfall im Hafen von Ijmuiden verursacht haben.

2. Konditionierung und Verpackung der NOK-Abfälle

Für die Verfestigung von flüssigen radioaktiven Abfällen ist im Kernkraftwerk Beznau seit einigen Jahren ein Verfahren in Betrieb, bei dem in einem 200-Liter-Faß eine Mischung von Zement und Vermikulit vorgelegt wird und die flüssigen radioaktiven Abfälle mittels Vakuum über einen Abfüllkorb eingesogen und in dieser Mischung verteilt werden.

Die für die Meeresversenkungsaktion 1978 vorgesehenen Konzentratfässer mußten zur Endkonditionierung ins EIR transportiert werden, wo sie mehrere Wochen im Freien gelagert wurden.

Bei dieser Endkonditionierung sollte vorerst der Abfüllkorb mit Zementmörtel bis zum Überlaufen ausgegossen werden. Als man diese Arbeit ausführen wollte, wurde bei ca. 50 Fässern überstehende Flüssigkeit oder eine feuchte Abfallmatrix festgestellt. Diese Flüssigkeit wurde durch Absaugen entfernt, was jedoch nur bis zum unteren Ende des Abfüllkorbes möglich war. Die restlichen Fässer wiesen eine trockene Oberfläche auf, der Zementblock war teilweise mit größeren Rissen durchsetzt (Bild 1 und 2).

Die nachfolgend aufgeführten zusätzlichen Feststellungen gaben Anlaß, die vorhandenen 200-Liter-Fässer in ein übergroßes Faß von 250 Litern Inhalt einzubetonieren:

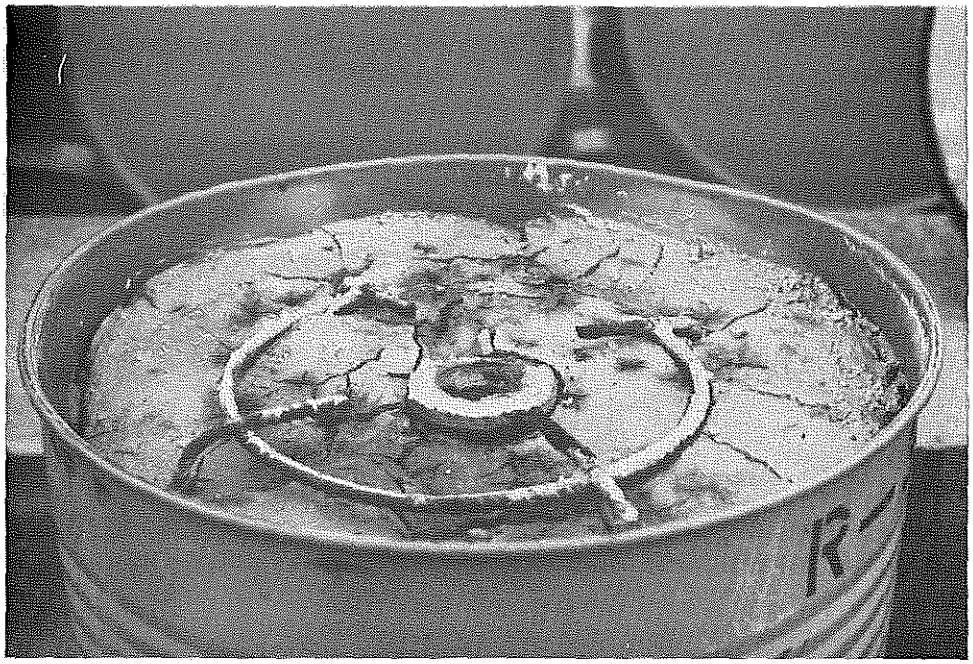


Bild 1: Trockener, aber stark mit Rissen durchsetzter Zementblock

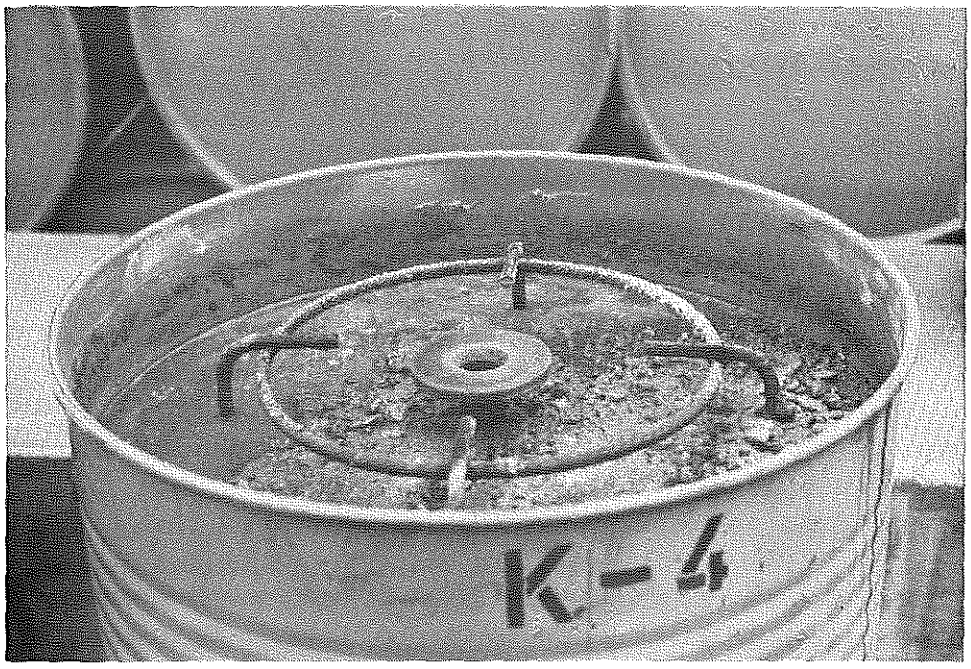


Bild 2: Überstehendes Wasser auf dem Zementblock

- vereinzelte Korrosionsschäden an der Faßaußenfläche;

- Kontamination der Faßinnenseite durch überstehende Flüssigkeit;

- vereinzelte Deformationen an Fässern, die durch einen alten Faßtyp mit kleinerer Wandstärke bedingt waren;

- nicht genügend fester Bodenreifen, der ebenfalls durch alten Faßtyp bedingt war.

Bei dieser Neuverpackung stellte man fest, daß ein Einsetzen in das übergroße Faß nur möglich war, wenn Spannring und Deckel des inneren 200-Liter-Fasses weggelassen werden. Dadurch ergab sich der in Bild 3 gezeigte Aufbau. Beim Verladen der NOK-Fässer auf einen Lastwagen wurde an einem Faß bei der Verschraubung des Spannringverschlusses austretende Flüssigkeit festgestellt. Dieses Faß wurde aus der Gesamtladung herausgenommen, im EIR zurückbehalten und später zu Untersuchungszwecken entzweigeschnitten (Bild 4). Die restlichen NOK-Fässer wurden visuell kontrolliert, es wurden jedoch keine weiteren undichten Fässer festgestellt. Daraufhin wurden die Bahnwagen planmäßig beladen, und die Zugskomposition verließ am 5. Juni 1978 die Schweiz bei Basel.

3. Feststellung und Ausmaß des Zwischenfalles

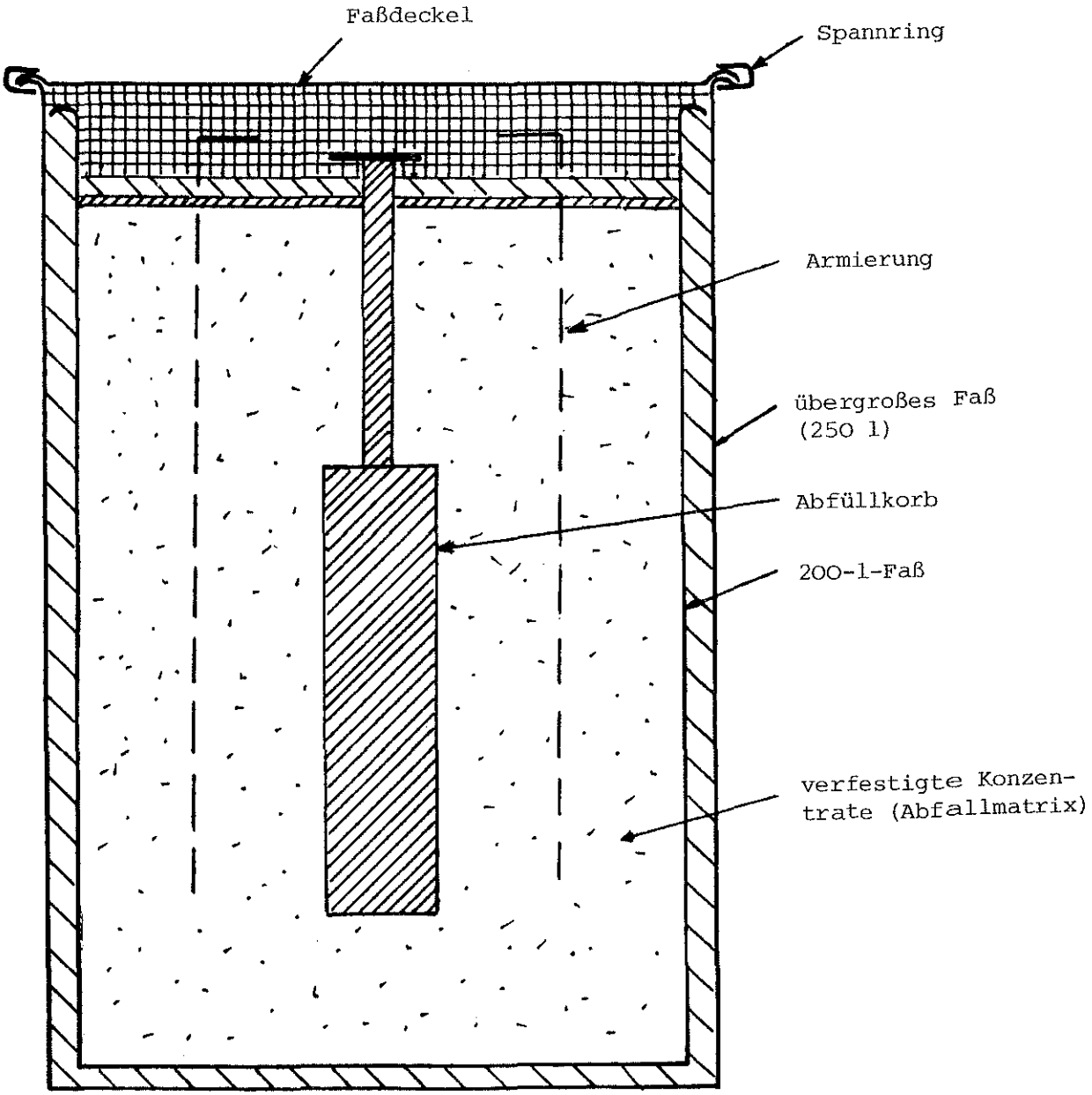
Am 6. Juni 1978 ereignete sich im Hafen von Ijmuiden, Niederlande, ein Kontaminationszwischenfall mit aus der Schweiz stammenden Fässern, die radioaktive Abfälle für die Meeresversenkung enthielten. Beim Umladen der Fässer von den Eisenbahnwagen auf das Hochseeschiff wurden 3 Bahnwagen mit insgesamt 9 örtlich begrenzten Kontaminationen festgestellt. Bei einem Bahnwagen konnte die Kontamination durch Herausschneiden von Holz entfernt werden, bei den anderen zwei Bahnwagen mußten einige Holzbalken ausgewechselt werden. Die Eisenbahntrasse wurde auf mögliche Kontamination überprüft, jedoch mit negativem Ergebnis. Die Kontamination stammte aus Fässern, die Abfälle aus dem Kernkraftwerk Beznau enthielten. Auf Veranlassung der zuständigen niederländischen Behörde wurden alle 207 NOK-Fässer aus der vorgesehenen Versenkungsoperation ausgeschieden und in das Forschungszentrum ECN[1]) nach Petten transportiert und dort in einer Lagerhalle gestapelt. Die übrigen 801 Fässer und 165 Betoncontainer der aus der Schweiz stammenden Ladung wurden planmäßig verladen und in die Tiefsee versenkt.

Strahlenschutzleute des ECN prüften durch Wischproben insgesamt 46 NOK-Fässer, 5 davon wiesen Kontaminationen zwischen 370 pCi/cm^2 und 17 500 pCi/cm^2 auf, was oberhalb des zulässigen Richtwertes von 100 pCi/cm^2 für β/γ-Strahler gemäß internationaler Transportvorschriften liegt.

---

[1]) *ECN = Energieoderzoek Centrum Nederland, Petten*

Ausnahmen: 3 Fässer mit Metallabfällen
2 Fässer mit einbetoniertem 100-Liter-Faß



Zementstein

Zementmörtel

inaktive Betonschicht

Bild 3: Aufbau der NOK-Fässer

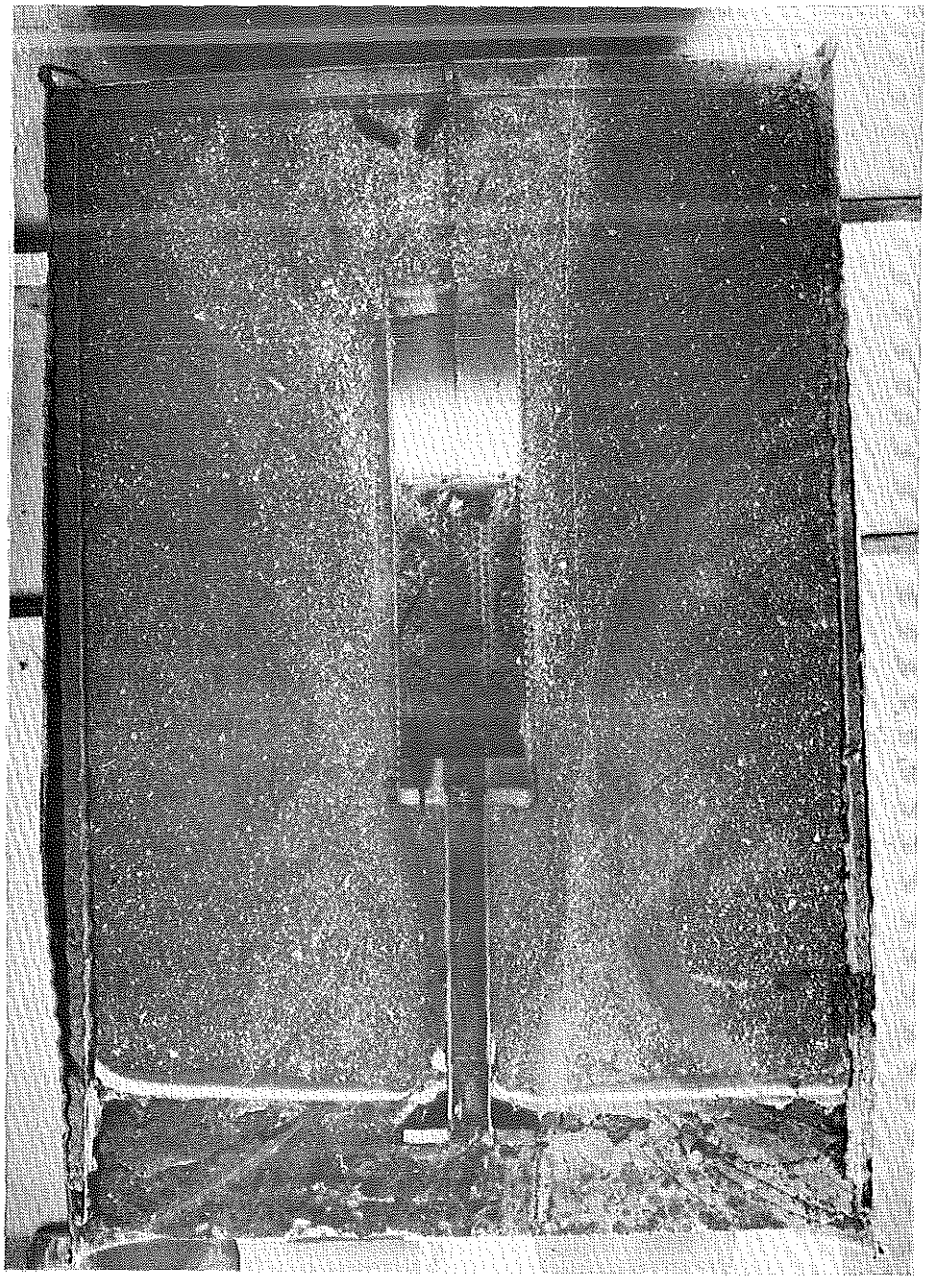


Bild 4: Entzweigeschnittenes Faß, das im EIR untersucht wurde

Die kontaminierten Holzstücke von den 3 Bahnwagen wurden bezüglich ihres Aktivitätsgehalts ausgemessen, so daß auf die Größenordnung der ausgetretenen Aktivität geschlossen werden konnte.

Die Auswertung ergab eine ausgetretene Gesamtaktivität von ca. 150 µCi, wobei die Nuklide Cs-134 (30 %), Cs-137 (69,5 %) und Co-60 (0,5 %) vorherrschend waren. Die höchstzulässige jährliche Einnahme für eine berufliche strahlenexponierte Person beträgt für dieses Nuklidgemisch gemäß Schweizerischer Verordnung über den Strahlenschutz[1]) 89 µCi. Eine Gefahr für Mensch und Umwelt bestand durch die Menge der ausgetretenen radioaktiven Flüssigkeit zu keiner Zeit.

4. Sanierungsarbeiten

4.1 Voraussetzungen

Die niederländischen Behörden machten den Beginn der Sanierungsarbeiten von 2 Voraussetzungen abhängig:

- In einem ausführlichen Zwischenbericht mußten die Ursachen dieses Zwischenfalles abgeklärt werden.

- Ein detaillierter Sanierungsvorschlag mußte ausgearbeitet und der niederländischen Behörde zur Genehmigung vorgelegt werden.

Um diese beiden Bedingungen möglichst rasch erfüllen zu können, wurde eine Expertengruppe aus je einem Vertreter der nachfolgenden Stellen bestimmt:

- Abteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, Vorsitz (ASK),
- Eidgenössisches Institut für Reaktorforschung (EIR),
- Nordostschweizerische Kraftwerke AG (NOK).

Nach umfangreicher Vorarbeit lag bereits im August 1978 der oben erwähnte Zwischenbericht vor. Die im Laufe dieser und späterer Untersuchungen festgestellten Fehler und Mängel, die zu diesem Zwischenfall geführt haben, werden in Abschnitt 5 näher beschrieben. Der entsprechende Sanierungsvorschlag konnte, nach verschiedenen Vorgesprächen und Abklärungen der örtlichen Gegebenheiten, zu Beginn des Monats November den zuständigen Stellen in den Niederlanden eingereicht werden. Ziel dieses Vorschlages war es, die in Petten eingelagerten Fässer so zu sanieren, daß alle Fässer den internationalen Vorschriften entsprechen und an der im Sommer 1979 stattfindenden Versenkungsaktion mitgegeben und im Atlantik beseitigt werden können. Der Sanierungsvorschlag wurde am 24. November 1978 von der niederländischen Behörde gutgeheißen.

---

[1]) *Diese Verordnung basiert auf den Empfehlungen der Internationalen Kommission für den Strahlenschutz (ICRP), Publikation 2, 1960*

4.2 Durchführung der Sanierung

Die notwendigen Sanierungsarbeiten wurden in 3 zeitlich getrennten Phasen durchgeführt. Die beiden ersten Phasen wurden von einer Equipe des EIR ausgeführt, während die dritte Phase von Betriebsleuten des ECN und des Kernkraftwerkes Dodewaard ausgeführt wurde. Die wesentlichen Arbeiten aller 3 Phasen wurden von der Schweizerischen Behörde (ASK)[1]) überwacht.

4.2.1 P h a s e 1: 27. November bis 15. Dezember 1978

Alle 207 Fässer wurden geöffnet und durch Anbohren auf vorhandene Flüssigkeit und möglichen Hohlraum hin geprüft (Bild 5/6). Auf Grund der nachstehenden Unterteilung (Tab. 1) ergaben sich folgende Ergebnisse:

Gruppe I: 193 nicht laugenhaltiges Konzentrat enthaltende Fässer,

Gruppe II: 2 Fässer, die einen anderen Innenaufbau aufwiesen und nicht mit dem üblichen Verfestigungsverfahren hergestellt wurden,

Gruppe III: 12 Fässer, die laugenhaltiges Konzentrat enthielten.

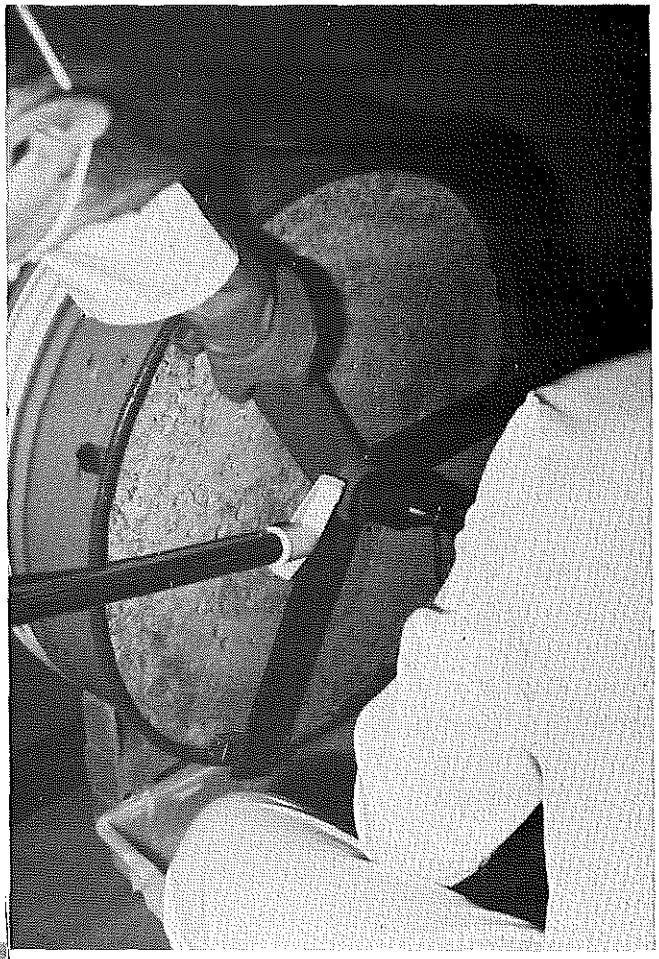
Der Aufbau der Fässer ist in Bild 3 gezeigt, wobei die 2 Fässer von Gruppe I an Stelle eines Abfüllkorbes ein 100-Liter-Faß enthielten. Weitere 3 Fässer der Gruppe I enthielten Metallabfälle und entsprachen damit nicht dem in Bild 3 gezeigten Aufbau. Aus 6 Fässern der Gruppe I trat zwischen 100 und 400 ml Flüssigkeit pro Faß aus. Die gemessenen Aktivitätskonzentrationen in den ausgetretenen Flüssigkeiten betrugen zwischen $1{,}6 \cdot 10^{-5}$ und $1{,}0 \cdot 10^{-4}$ Ci/m³. Diese schwache Aktivitätskonzentration deutet darauf hin, daß diese Flüssigkeit von eingedrungenem Regenwasser herrührt und durch Auslaugung kontaminiert wurde. Nachdem diese Fässer auf den Kopf gestellt wurden, trat keine Flüssigkeit mehr aus, und die Betonoberfläche war trocken.

Einige Fässer aus der Gruppe I waren durch die Handhabung mechanisch beschädigt oder wiesen einen Hohlraum am Faßboden auf, und 4 Fässer konnten nicht vollständig dekontaminiert werden, so daß insgesamt 40 Fässer aus dieser Gruppe in 600-Liter-Fässer einbetoniert werden mußten (Phase 3, Bild 7).

Bei einem Faß der Gruppe II traten 4 Liter Flüssigkeit mit einer Aktivitätskonzentration von $1{,}1 \cdot 10^{-1}$ Ci/m³ aus. Das zweite Faß der Gruppe II wurde erst in der zweiten Sanierungsphase

---

[1]) *ASK = Abteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, Würenlingen*



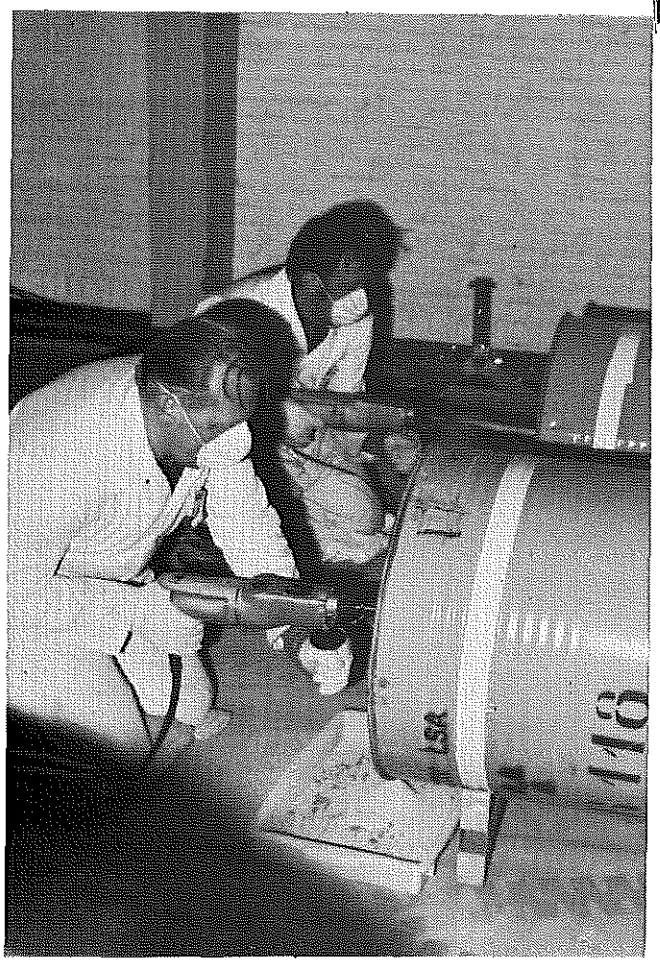


Bild 5/6:

Anbohren der Betonmatrix, um mögliche Hohlräume festzustellen

<table>
<tr><td colspan="5">207 N O K - Fässer (250 l)</td><td>Bei der Meeresversenkung 1978 zurückgewiesen</td></tr>
<tr><td colspan="5">Deckel entfernen, in liegender Lage anbohren, während mindestens 12 Stunden kopfstehend aufstellen</td><td rowspan="3">Sanierungsarbeiten während Phase 1</td></tr>
<tr><td colspan="2">Flüssigkeit festgestellt</td><td colspan="2">keine Flüssigkeit vorhanden</td></tr>
<tr><td colspan="2"></td><td colspan="2">Spalten und Hohlräume mit Zementmörtelneu ausgiessen, mit Deckel verschliessen</td></tr>
<tr><td colspan="3">in stehender Position beiseite stellen</td><td>Stapelung in liegender Position</td><td rowspan="2">Aufteilung nach beendigter Phase 1</td></tr>
<tr><td>12 laugenhaltige Fässer, meist mit Flüssigkeit</td><td>2 schlammhaltige Fässer mit Flüssigkeit</td><td>6 Fässer mit Flüssigkeit</td><td>34 Fässer:
- mechanisch beschädigt
- kontaminiert
- Fassboden hohl</td><td>153 Fässer ohne Beanstandung</td></tr>
<tr><td>Gruppe III</td><td>Gruppe II</td><td>Gruppe I</td><td>Gruppe I</td><td>Gruppe I</td><td rowspan="5">Sanierungsarbeiten während Phase 2</td></tr>
<tr><td colspan="2">250-Liter-Fass aufschweissen, Zementstein entfernen und 200-Liter-Fass aufschweissen</td><td rowspan="4"></td><td rowspan="4"></td><td rowspan="4"></td></tr>
<tr><td></td><td>Zementmörtel entfernen, 100-Liter-Fass aufschweissen</td></tr>
<tr><td colspan="2">Zementmatrix zerkleinern und mit Zementmilch im Verhältnis 1 : 2 neu in 200-Liter-Fässer verfestigen: 40 Fässer</td></tr>
<tr><td colspan="2">Betondeckel, Zementstein und -mörtel in 200-Liter-Fässer verfestigen: 9 Fässer

Metallteile in 100-Liter-Fässer abfüllen und pressen, Presslinge in 200-Liter-Fässer verfestigen: 8 Fässer</td></tr>
<tr><td colspan="2" rowspan="3"></td><td>in 40 B-Container einbetonieren</td><td rowspan="3"></td><td rowspan="3"></td><td rowspan="3">Sanierungsarbeiten während Phase 3</td></tr>
<tr><td rowspan="2"></td><td rowspan="2">in 6 600-Liter-Fässer mit spezieller Bewehrung einbetonieren</td></tr>
<tr><td>in 34 600- Liter-Fässer einbetonieren</td></tr>
<tr><td>17
(9 + 8) Fässer (200 l)</td><td>40 B-Container (1000 l)</td><td>6 Fässer (600 l)</td><td>34 Fässer (600 l)</td><td>153 Fässer (250 l)</td><td>Zur Meeresversenkung 1979 zugelassen</td></tr>
</table>

Tab. 1: Zusammenstellung der 3 Sanierungsphasen

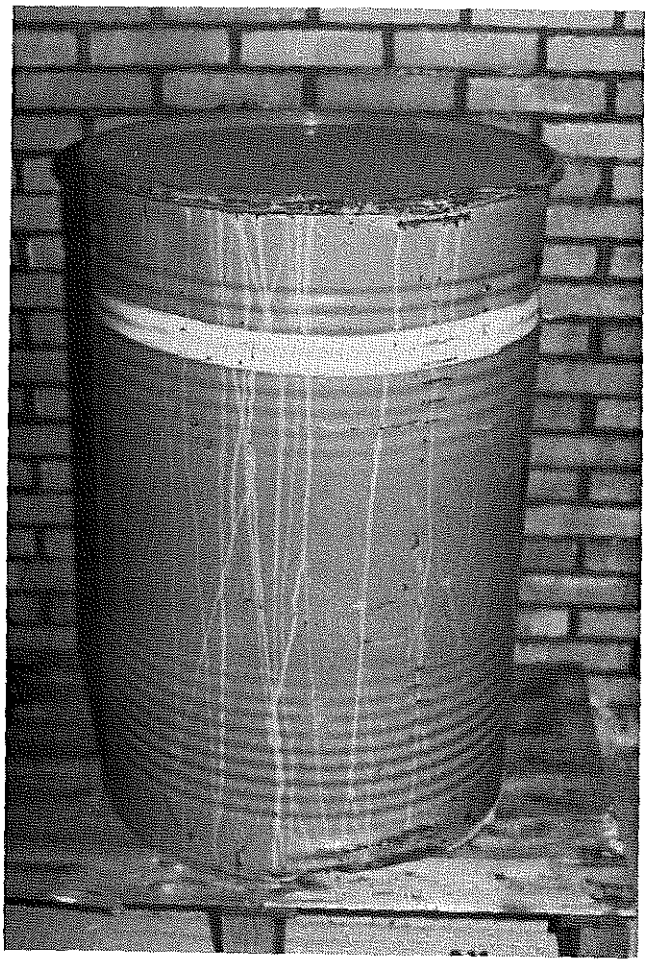


Bild 7: Durch Sturz beschädigtes Faß mit Spuren von eingetrockneter Flüssigkeit

bis zur aktiven Betonmatrix geöffnet. Dieses Faß enthielt etwa 15 Liter ungebundene, kontaminierte Flüssigkeit ($5 \cdot 10^{-2}$ Ci/m^3) sowie unverfestigte Plastikabfälle. Der Inhalt dieser beiden Fässer wurde in der 2. Phase neu verfestigt (Bild 8/9).

Von den 12 Fässern der Gruppe III war aus insgesamt 8 Fässern Flüssigkeit mit Aktivitätskonzentrationen bis zu $2,4 \cdot 10^{-1}$ Ci/m^3 ausgetreten. Der Inhalt dieser Fässer mußte ebenfalls in Phase 2 neu verfestigt werden.

Am Ende dieser 14 Arbeitstage umfassenden ersten Sanierungsphase waren 153 Fässer in ihrer ursprünglichen Verpackung wieder gestapelt und für den Abtransport im Hinblick auf die Versenkungsaktion 1979 bereit.

Die gesamte Dosisbelastung dieser Phase betrug 5,4 man-rem. Die Quartals- und Jahresdosen der an den Arbeiten beteiligten Personen blieben unterhalb des zulässigen Limits.

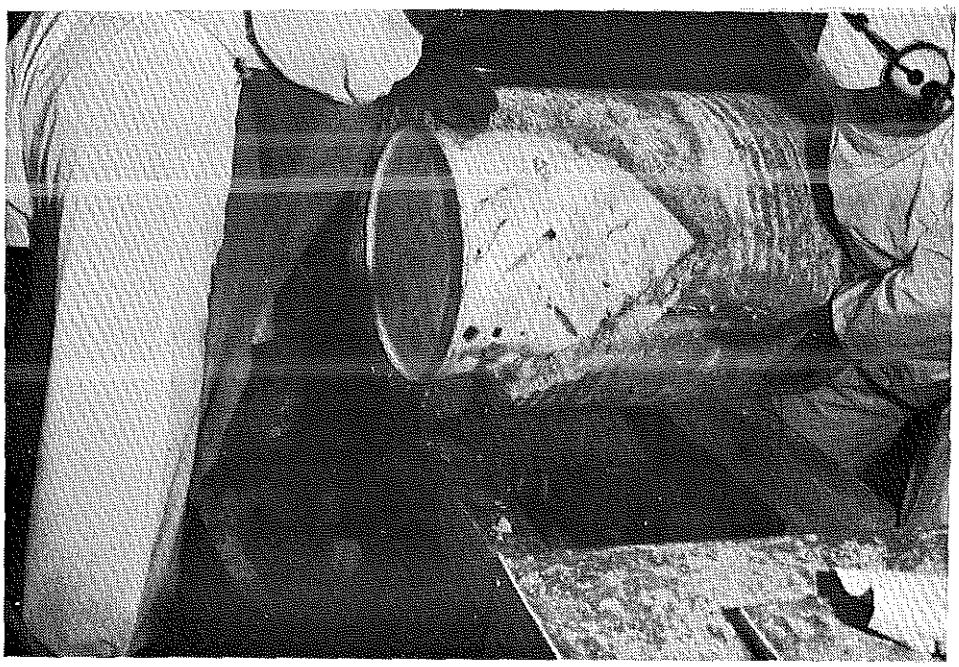


Bild 8: Entleeren von ca. 15 Liter ungebundener Flüssigkeit in eine Auffangwanne

Bild 9: Faß mit unverfestigten Plastikabfällen

Die an der ersten Sanierungsphase in Petten, Niederlande, beteiligten Personen aus der Schweiz wurden vor ihrer Abreise im Ganzkörperzähler des EIR ausgemessen. Ebenso wurden nach Beendigung der Phase 1 dieselben Personen auf dem Ganzkörperzähler im Forschungsinstitut in Petten auf mögliche Inkorporationen kontrolliert. Sämtliche Befunde waren negativ.

Ein Vertreter der zuständigen Schweizer Behörde (ASK) war verantwortlich für die Überwachung und eine sorgfältige Protokollierung während dieser Sanierungsphase.

4.2.2 Phase 2: 5. bis 14. März 1979

In der zweiten Sanierungsphase wurde der Inhalt von insgesamt 14 Fässern der Gruppen II und III neu verfestigt. Dabei wurde das äußere 250-Liter-Faß sowie das innere 200-Liter-Faß (Bild 3) mit Schweißelektroden in je 2 Teile getrennt, zerkleinert und zusammen mit weiteren Metallteilen, die aus der Abfallmatrix herausgelöst wurden, in der im ECN Petten vorhandenen Feststoffpresse verarbeitet. Die so entstandenen Preßlinge wurden in insgesamt acht 200-Liter-Fässer mit Beton verfestigt. Der zwischen dem äußeren und inneren Faß vorhandene Zementmörtel, der in den Abfüllkorb eingegossene Zementstein sowie die bei der Endkonditionierung angefertigten Betondeckel wurden ebenfalls zerkleinert und in neun 200-Liter-Fässern neu verfestigt (Bild 10-14).

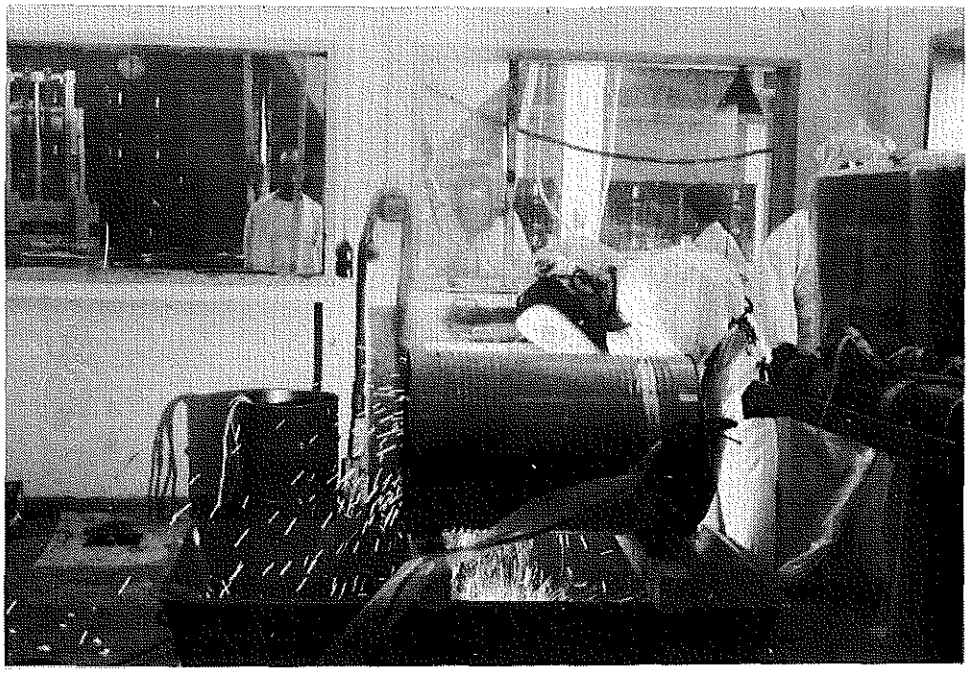


Bild 10: Auftrennen des 250-Liter-Fasses mit Schweißelektroden

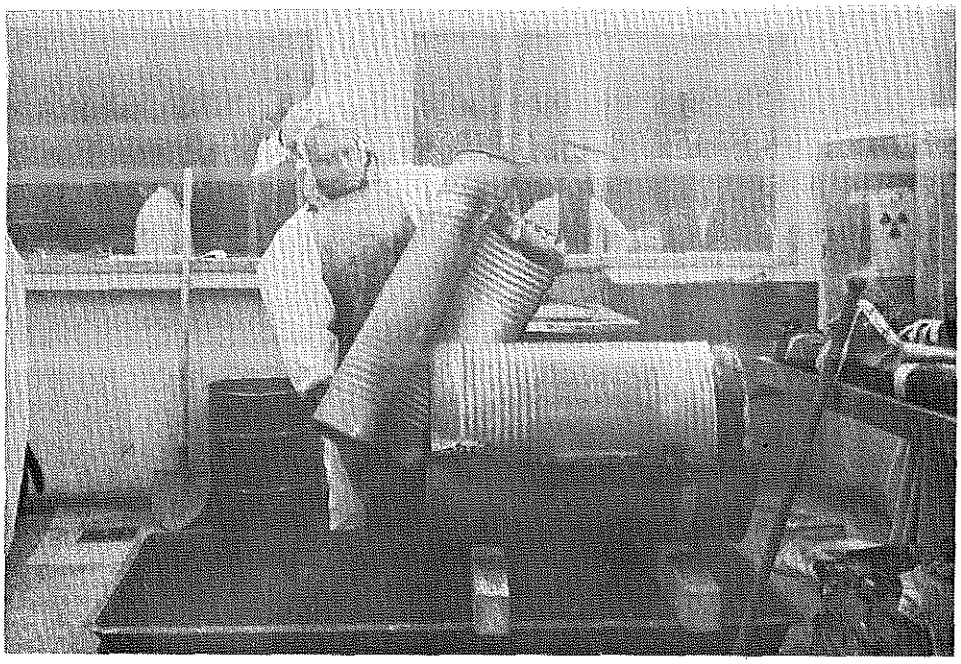


Bild 11: Entfernen des äußeren 250-Liter-Fasses

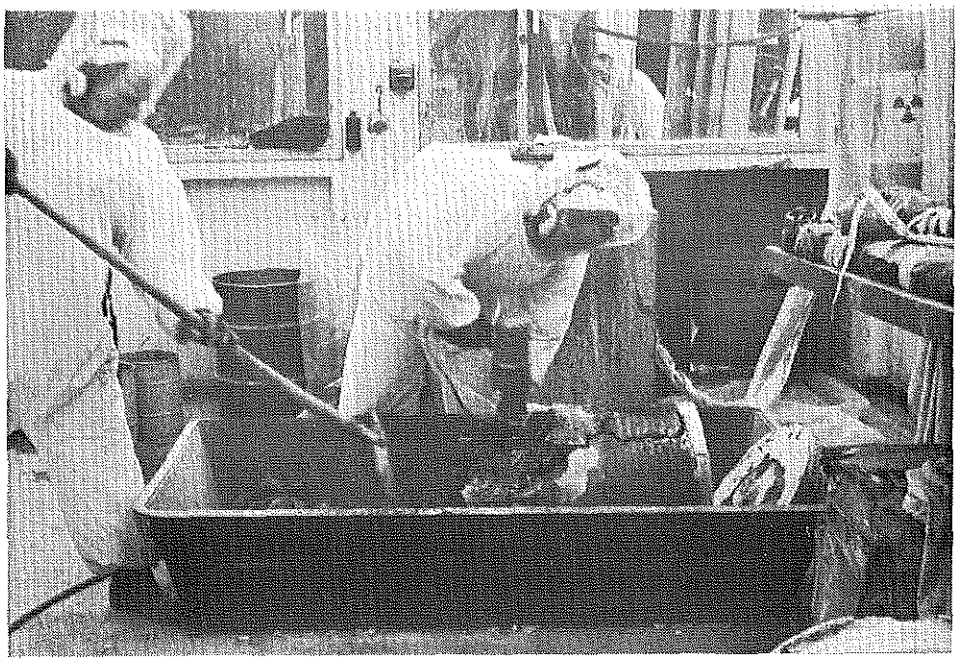


Bild 12: Zerkleinern der aktiven Abfallmatrix

Bild 13:

Inaktiver Betondeckel mit Armierung und Abfüllkorb

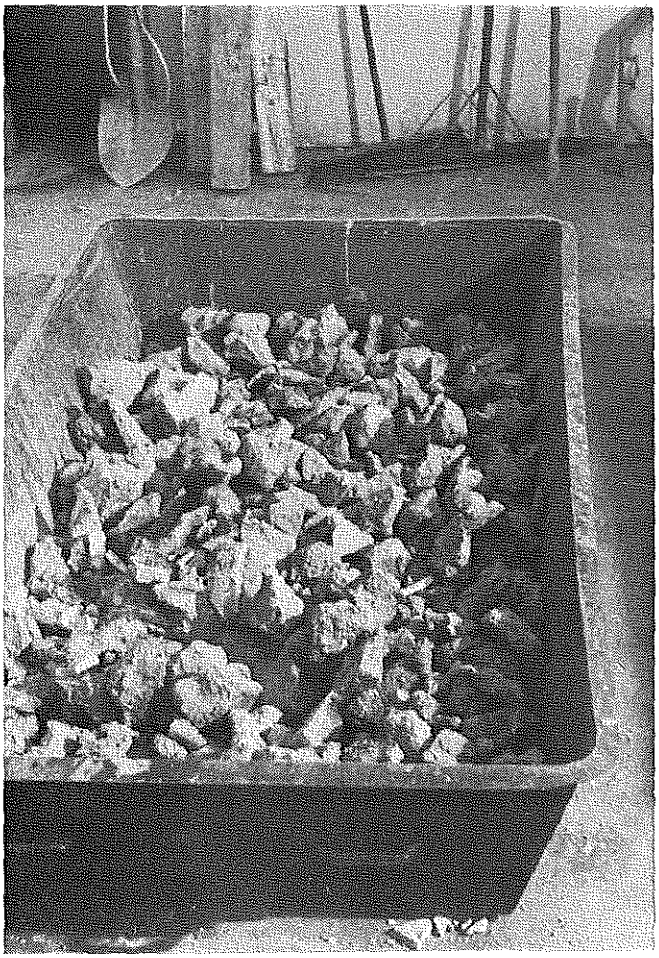


Bild 14:

Zerkleinerte Zementbrocken der Abfallmatrix, die mit neuer Zementmischung verfestigt wurden

Die Abfallmatrix der ursprünglichen 14 Fässer wurde in etwa faustgroße Stücke zerkleinert, mit Spezialzementmilch im Verhältnis 1 : 2 gemischt und in neue 200-Liter-Fässer abgefüllt. Das Auffüllen erfolgte immer in 3 Stufen, wobei jede Stufe über Nacht abbinden konnte. Bei jedem Faß wurde nach diesen 3 Stufen noch eine inaktive Betonschicht angebracht. Aus der Abfallmatrix dieser 14 Fässer entstanden auf diese Art und Weise 40 neuverfestigte 200-Liter-Fässer. In der dritten Sanierungsphase wurden diese Fässer in 1000-Liter-Betoncontainer eingegossen.

Die oben geschilderten Sanierungsarbeiten wurden von einer aus 5 Mann bestehenden Arbeitsequipe des EIR durchgeführt. Ein Vertreter der zuständigen Schweizer Behörde war verantwortlich für die sorgfältige Überwachung und Protokollierung während dieser Sanierungsphase. Die Dosisbelastung der an diesen Sanierungsarbeiten beteiligten Personen wurde täglich mit Stabdosimetern ermittelt und ergab eine akkumulierte Gesamtbelastung von 1,5 man-rem. Die Quartals- und Jahresdosen der beteiligten Personen blieben unterhalb des zulässigen Limits. Eine nachträgliche Kontrolle auf mögliche Inkorporation wurde für die am meisten gefährdete Person durchgeführt. Der Befund war negativ.

4.2.3 Phase 3

Die dritte Sanierungsphase umfaßte die Endverpackung von insgesamt 80 Fässern, die gemäß Tabelle 1 in der ersten bzw. zweiten Sanierungsphase beiseite gestellt wurden. Diese Arbeiten wurden im einzelnen wie folgt ausgeführt:

Endverpackung in 40 B-Container: 20. - 23. März 1979

Die in Phase 2 neu verfestigten 40 Fässer wurden ins Kernkraftwerk Dodewaard transportiert und mit Hilfe einer dort vorhandenen, fernbedienten Behandlungstrasse in die vorbereiteten B-Container eingesetzt und anschließend einbetoniert. Diese Arbeiten wurden vom Betriebspersonal des Kernkraftwerkes Dodewaard ausgeführt. Die Qualitätskontrollen wurden vor Ort durch 2 Mitarbeiter der Firma KEMA[1]), Arnhem, durchgeführt. Die Auswertung der während dieser Phase hergestellten Probewürfel erfolgte ebenfalls durch die KEMA. Die zuständige Schweizer Behörde war während der 4 Tage dauernden Verpackungsaktion durch einen Beobachter vertreten. Die kollektive Strahlenbelastung der beteiligten Personen wurde mit 60 mrem angegeben. Anfang April wurden die 40 B-Container in 4 Transporten wieder ins ECN nach Petten überführt.

---

[1]) *KEMA = N.V. tot Keuring van Elektrotechnische Materialien*

Endverpackung in sechs 600-Liter-Fässer: 3. April 1979

Die in Phase 1 festgestellten 6 Fässer, aus welchen Flüssigkeit ausgetreten war, wurden gemäß revidiertem Arbeitsprogramm vom 14.2.1979 in 600-Liter-Fässer mit Spezialbewehrung und hochwertigem Beton eingegossen. Im ECN in Petten standen 6 vorbereitete 600-Liter-Fässer zur Verfügung, in welchen die Boden- und Mantelarmierung gemäß Bewehrungsplan der KEMA (B-0003-02-02) in einer ausgehärteten Betonschicht von einigen Zentimetern am Faßboden verankert war. Die sechs 200-Liter-Fässer wurden mit Hilfe eines Krans in die 600-Liter-Fässer eingesetzt und die Deckelarmierung angebracht. Das Einfüllen des in einem konventionellen Betonmischer vor Ort hergestellten Fertigbetons des Typs "BEAMIX 3129" erfolgte, für jedes Faß einzeln, in mehrere Chargen. Mit Hilfe einer Vibriersonde wurde jede Charge verdichtet. Von der letzten Charge Fertigbeton wurden 3 Probewürfel angefertigt, um die Druckfestigkeit überprüfen zu können. Diese Sanierungsarbeiten wurden in Anwesenheit eines Vertreters der Schweizer Behörde durchgeführt. Die Strahlenbelastung der beteiligten Personen betrug 0,1 man-rem.

Endverpackung in 34 600-Liter-Fässer: 18. - 20. April 1979

Während der Sanierungsarbeiten in Phase 1 sind insgesamt 34 Fässer festgestellt worden, die einen oder mehrere der folgenden Mängel aufwiesen:

- durch mechanische Einwirkung äußerlich beschädigt (15 Fässer),
- kontaminierte Außenflächen (5 Fässer),
- Hohlraum am Faßboden (17 Fässer).

Diese Fässer wurden gemäß revidiertem Arbeitsprogramm vom 14. Februar 1979 im ECN in Petten nach dem dort praktizierten Verfahren in 600-Liter-Fässer einbetoniert. Die Anwesenheit eines amtlichen Beobachters aus der Schweiz war nicht erforderlich. In diesem Zusammenhang wurde die Strahlenbelastung der beteiligten Personen mit 0,3 man-rem angegeben.

4.3 Ergebnisse nach 3 Sanierungsphasen

Nach Abschluß der oben beschriebenen Arbeiten konnten die anfänglich 207 NOK-Fässer durch erneute Konditionierung und/oder Neuverpackung so saniert werden, daß nun Inhalt und Verpackungen (Fässer und B-Container) den internationalen Vorschriften entsprechen und somit auch anläßlich der Versenkungsaktion 1979 mitgegeben werden können.

Die Sanierung und Neuverpackung der 207 NOK-Fässer kann wie folgt zusammengefaßt werden:

- 153 Fässer können mit ihrer ursprünglichen Verpackung beseitigt werden.

- 14 Fässer mußten auf Grund ungenügender Festigkeit der Abfallmatrix und vorhandener Restflüssigkeit neu verfestigt und in Beton-Container verpackt werden. Es entstanden daraus:

  40 200-Liter-Fässer in Beton-Container einbetoniert,
  8 200-Liter-Fässer mit gepreßten Metallteilen,
  9 200-Liter-Fässer mit verfestigten Zementbrocken.

- 6 Fässer mußten auf Grund der festgestellten Restflüssigkeit in der Abfallmatrix neu verpackt werden. Es entstanden:

  6 600-Liter-Fässer mit spezieller Armierung.

- 34 Fässer mußten infolge äußerer mechanischer Beschädigung, Hohlräumen am Faßboden oder Kontamination an der Außenseite neu verpackt werden. Es entstanden:

  34 600-Liter-Fässer.

Das Gesamtgewicht der nun versenkungsbereiten Abfälle wurde durch die Sanierung und Neuverpackung gegenüber dem Gewicht der ursprünglichen 207 Fässer etwa verdoppelt. Die gesamte Strahlenbelastung für die an den einzelnen Phasen beteiligten Personen ergab einen Wert von ungefähr 10 man-rem. Dieser Wert entspricht ungefähr der jährlichen Kollektivdosis, die vom Betriebspersonal in einem 1000-MWe-Kernkraftwerk für die Behandlung der radioaktiven Abfälle akkumuliert wird.

5. Aufgetretene Fehler und Mängel

Auf Grund der durchgeführten Untersuchungen und Abklärungen lassen sich die aufgetretenen Fehler und Mängel bei der Konditionierung, der Zwischenlagerung, der Endkonditionierung und dem Verladen der NOK-Fässer auf die Eisenbahnwagen wie folgt zusammenstellen:

Konditionierung im Kernkraftwerk Beznau (KKB)

5.1 Bei 12 Fässern wurden laugenhaltige Konzentrate verfestigt, mit denen man bisher keine Erfahrung bezüglich Abbindeverhaltens hatte. Vorher durchgeführte Laborversuche erwiesen sich nachträglich als nicht repräsentativ, da diese 12 Fässer ungebundenes Konzentrat enthielten.

5.2 Vor dem Transport aller NOK-Fässer zum EIR wurde die 2-Zoll-Verschraubung nur von Hand angezogen. Eine Dichtheit gegen Regenwasser war damit nicht gewährleistet.

5.3 Bei 2 Fässern wurde Schlamm aus dem Reaktorgebäudesumpf abgefüllt und von Hand mit Zement vermischt. Es wurde weder eine Wasserbilanzierung noch eine Kontrolle über ei-

nen erfolgreichen Abbindevorgang gemacht. Der Inhalt eines dieser Fässer konnte vom KKB nicht mehr korrekt angegeben werden. Dieses enthielt wider Erwarten unverfestigte Plastikabfälle und war nur zu einem Drittel mit Zement gefüllt.

Zwischenlagerung im EIR

5.4 Bei Übernahme der Fässer durch das EIR wurde die 2-Zoll-Verschraubung nicht auf genügendes Festsitzen kontrolliert.

5.5 Die NOK-Fässer waren ohne Endkonditionierung während mehrerer Wochen der Witterung ausgesetzt.

5.6 Das vor der Endkonditionierung in den Fässern festgestellte Regenwasser konnte nicht vollständig entfernt werden, da die Lage des Abfüllkorbes ein Absaugen von Flüssigkeit bis auf den Faßboden unmöglich machte.

5.7 Eine anschließend an das Absaugen des eingedrungenen Regenwassers durchzuführende Erfolgskontrolle, z.B. durch liegende Lagerung, wurde unterlassen.

5.8 Man hätte die noch feuchte Zementmatrix vor der Endkonditionierung während einiger Zeit austrocknen lassen müssen.

Endkonditionierung im EIR

5.9 Es ist teilweise zu flüssige Zementmilch bei der Endkonditionierung verwendet worden (neues Einbringen von ungebundener Flüssigkeit in Fässer).

5.10 Eine anschließende Kontrolle hätte den in Punkt 5.8 aufgeführten Fehler aufdecken sollen. Diese Kontrolle wurde sicher nicht lückenlos durchgeführt.

5.11 Die Verwendung des übergroßen Fasses (250 Liter) hat keine zusätzliche, dichte Umschließung der radioaktiven Abfälle ergeben, denn der Deckel des inneren 200-l-Fasses mußte, da zu wenig Raum vorhanden war, weggelassen werden.

5.12 Infolge schlechter Endkonditionierung wiesen vereinzelte Fässer Hohlräume am Faßboden auf (insbesondere zwischen dem 250-l- und dem 200-l-Faß).

Verladen und Transport

5.13 Obwohl die Faßdichtheit nach Angaben des Lieferanten nur beim Transport in stehender Lage gewährleistet ist, wurden die 250-Liter-Fässer in liegender Position transportiert.

5.14 Dem beim Verladen im Areal des EIR bereits undicht gewesenen Faß wurde zu wenig Bedeutung beigemessen (Fehlbeurteilung).

5.15 Die Feststellung unter Punkt 5.14 wurde weder den Vorgesetzten noch der Behörde gemeldet.

Die zahlreich aufgetretenen Fehler und Mängel sind jedoch nicht alle gleich folgenschwer. Wesentlich sind jene Punkte (5.1, 5.3 und 5.9), die zu ungebundener Flüssigkeit in den Fässern führten, denn dies war die Voraussetzung für das Zustandekommen des Kontaminationszwischenfalles.

6. Angeordnete Maßnahmen

Der aufgetretene Kontaminationszwischenfall hat die Abfallproduzenten und die Abteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, als zuständige Behörde für die Versenkung radioaktiver Abfälle in der Tiefsee, dazu veranlaßt, eine Reihe von Maßnahmen zu ergreifen, um solche Vorkommnisse in Zukunft möglichst ausschließen zu können. Folgende Anordnungen und Maßnahmen wurden getroffen:

- Die Endkonditionierung radioaktiver Abfälle wird zukünftig im Kernkraftwerk Beznau selbst ausgeführt, womit der Transport und die Lagerung von nicht fertig konditionierten Fässern wegfällt.

- Verfestigte radioaktive Abfälle werden nach der Konditionierung auf ungebundene Flüssigkeit hin geprüft.

- Die Erfüllung der an die konditionierten Abfälle gestellten Anforderungen ist durch ein Qualitätssicherungsprogramm zu gewährleisten.

- Die Kontrollmöglichkeit durch die ASK wurde verbessert, indem jede Konditionierungs- bzw. Endkonditionierungsaktion vorgängig ist und aufgetretene Unregelmäßigkeiten während einer solchen Aktion dieser Instanz gemeldet werden müssen.

- Die Lagerung konditionierter bzw. endkonditionierter Abfälle hat grundsätzlich unter Dach zu erfolgen. Verbesserungen in diesem Sinne sind eingeleitet worden.

- Der Transport zum Verschiffungshafen soll in Zukunft in geschlossenen Eisenbahnwagen erfolgen (eventuelle Ausnahme: B-Container). Mechanischen Beschädigungen im Bereich der Deckeldichtung von Stahlfässern soll durch Verwendung von geeigneten Stahlpaletten während des Transportes vorgebeugt werden.

- Das Kernkraftwerk Beznau muß ein Verfestigungsverfahren wählen, das eine einwandfreie Qualitätskontrolle ermöglicht.

Durch diesen Satz von Maßnahmen sollten ähnliche Vorkommnisse in Zukunft nicht mehr auftreten können.

7. Schlußbetrachtungen

Zur Abklärung der Verantwortung wurden die im Abschnitt 5 aufgeführten Fehler und Mängel herangezogen, welche die primären Voraussetzungen für den späteren Kontaminationszwischenfall ergaben. Damit sind jene Fehler gemeint, die zu Flüssigkeit in den Abfallfässern geführt haben.

Es steht heute fest, daß bei 14 Fässern bereits nach der Konditionierung im KKB Restflüssigkeit vorhanden war und bei weiteren 6 Fässern ungebundene Flüssigkeit während der Zwischenlagerung bzw. Endkonditionierung im EIR entstand. Die zuerst genannten 14 Fässer wiesen größere Flüssigkeitsmengen, höhere Aktivitätskonzentrationen und teilweise schlecht abgebundene Zementblöcke auf, so daß die im KKB aufgetretenen Fehler als folgenschwere zu bezeichnen sind.

TRITIUMABFÄLLE UND IHRE PROBLEMATIK

R. Lorscheider

NUKEM GmbH, Hanau

Kurzfassung

Es wird ein Überblick über die Problematik gegeben, die durch Tritium allgemein bzw. durch das Tritiuminventar der betreffenden Abfälle aufgeworfen wird. Die sie bestimmenden Einflußgrößen werden aufgezeigt und diskutiert.

Darauf aufbauend, werden die relevanten Tritiumabfälle aus der Gesamtmenge der derzeit anfallenden Abfälle und Perspektiven zu deren Behandlung dargelegt.

Abstract

An overview is given concerning the peculiarities of tritium or tritium containing waste. Their parameters are pointed out and discussed.

On this basis the tritium waste relevant to these peculiarities and perspectives for its treatment are shown.

1. Einleitung

Bei der Beseitigung von Tritiumabfällen sind Besonderheiten zu beachten, die sich einerseits aus der besonderen Bedeutung des Wasserstoffisotops Tritium für den Biozyklus sowie andererseits aus den radiologischen und physikalisch-chemischen Eigenschaften des Tritiums ableiten.

Daher ist deren Kenntnis und darüber hinaus auch die Kenntnis über

- Anfallstellen,
- Abfallarten,
- Abfallmengen sowie
- Behandlungs- und Beseitigungsmöglichkeiten

von wesentlicher Bedeutung, um sicherzustellen, daß Auswirkungen auf die Umgebung auf das erlaubte Maß begrenzt werden.

Im Rahmen dieses Vortrages werden die Tritiumproblematik angeschnitten und die derzeit anfallenden Abfälle aufgezeigt, die besonders relevant sind und deren Behandlung dementsprechend besonderer Maßnahmen bedarf.

Die systematische Darstellung aller genannten Punkte bleibt der im Auftrag des Bundesministers des Innern von NUKEM durchgeführten Studie "Herkunft, Handhabung und Verbleib von Tritium" vorbehalten. Das Ergebnis dieser Arbeit wird bis Ende 1979 vorliegen. Eine Veröffentlichung ist zu einem späteren Zeitpunkt vorgesehen.

2. Darstellung der Besonderheiten des Tritiums

Die Besonderheiten des Tritiums basieren auf seinen radiologischen und physikalisch-chemischen Eigenschaften.

Diese sind im Zusammenhang mit der Bedeutung zu sehen, die dem Wasserstoffisotop Tritium im Biozyklus durch die Möglichkeit zukommt, den Wasserstoff der Masse 1 entsprechend dem jeweiligen charakteristischen Austauschgleichgewicht zu ersetzen.

2.1 Radiologische Eigenschaften

2.1.1 Strahlungscharakteristik

Tritium ist das schwerste und einzige radioaktive Isotop des Wasserstoffs. Es zerfällt mit einer Halbwertszeit von 12,3 a unter Aussendung einer schwachen β-Strahlung (E_{max} = 18,6 keV, $\bar{E}$ = 5,7 keV /1/) in das stabile Helium-3.

Entsprechend der niedrigen Energie ist die Eindringtiefe der β-Teilchen in Materie gering. So beträgt in der Luft die maximale Reichweite 6 mm, die mittlere Reichweite 0,5 mm /2/. Bei einer Stoffdichte von 1, wie sie beispielsweise Wasser oder biologisches Material besitzen, erfolgt eine vollständige Absorption der Strahlung bereits bei einer Schichtdicke von 6 µm. Die Energie der hierbei entstehenden Bremsstrahlung ist gering. Sie beträgt $2{,}5 \cdot 10^{-4}$ keV /1/.

2.1.2 Auswirkungen für den Menschen

Infolge der schwachen β-Strahlung ist eine äußere Strahlenbelastung durch Tritium nicht relevant. Von Bedeutung ist dagegen die innere Strahlenbelastung, die dann auftritt, wenn Tritium inkorporiert wird. Die β-Strahlung wird in biologischem Material quantitativ absorbiert und kann dort zu Schädigungen führen /2-4/.

Die Radiotoxizität einer inkorporierten tritiierten Verbindung hängt von ihrer physiologischen Bedeutung und ihrer biologischen Halbwertszeit ab /2-5/. Daher ist die Kenntnis des Verhaltens der jeweiligen Verbindung im Organismus, wie z.B. Verweildauer, extra- und intrazelluläre Verteilung, Reaktionen mit körpereigenen Stoffen und Abbaumechanismus, erforderlich.

Besser untersucht sind die am häufigsten vorkommenden Verbindungen, tritiiertes Wasser (HTO) und tritiierter Wasserstoff (HT), die praktisch bei jedem Umgang mit Tritium auftreten /6/. Ebenfalls gut untersucht ist tritiiertes Thymidin, das die am weitesten verbreitete organische Tritiumverbindung ist /3/. Dies ist eine Folge des Umstandes, daß Strahlenbelastungen der Umgebung bzw. der Anlieger entsprechend der überwiegenden Verwendungs- bzw. Erscheinungsform im wesentlichen auf HTO und in geringerem Maße auf HT zurückzuführen sind, während organische Verbindungen, insbesondere hierbei das häufig eingesetzte Thymidin, im wesentlichen nur für die kleine Anzahl der Verwender eine Gefährdung darstellen.

2.1.2.1 Tritiiertes Wasser

Durch Inhalation oder Ingestion inkorporiertes HTO nimmt wie H_2O am Stoffwechsel teil und wird daher im Organismus fast nicht angereichert. Die Ausscheidung erfolgt mit der relativ kurzen biologischen Halbwertszeit von ca. 10 Tagen. Nur ein geringer Aktivitätsanteil von weniger als 1 % wird organisch gebunden und mit entsprechend längeren biologischen Halbwertszeiten von 100 - 1000 Tagen ausgeschieden /6,7/.

Der ungünstigen Situation im Hinblick auf die Strahlenabsorption inkorporierten tritiierten Wassers steht somit das günstige biologische Verhalten im Organismus und zusätzlich der günstige Umstand der schwachen Energie der β-Strahlung gegenüber. Dies zeigt sich in den relativ kleinen Dosisfaktoren bzw. relativ großen zulässigen Inkorporationsmengen (Tabelle 1).

2.1.2.2 Tritiierter Wasserstoff

Tritiierter Wasserstoff wird über die Atemwege nach Oxidation und durch physikalische Lösung inkorporiert. Die Inkorporationsrate beträgt maximal 5 % der Inhalationsrate /6,8/, was sich im Hinblick auf Strahlenbelastungen entsprechend auswirkt (vgl. Tab. 1).

2.1.2.3 Tritiiertes Thymidin

Im Vergleich zu tritiiertem Wasser ist die Strahlengefährdung durch inkorporiertes tritiiertes Thymidin - infolge des fast quantitativen organischen Einbaues in der zellulären DNS mit langer biologischer Halbwertszeit - um ein Vielfaches höher anzusetzen. Bezogen auf das biologische Substrat Ganzkörper, wird ein Faktor bis zu 1000 angegeben /3/.

Das Verhalten des Thymidins ist ohne weiteres nicht auf andere tritiierte organische Verbindungen übertragbar. Es weist jedoch auf die eventuell zu erwartende Richtung hin.

kritischer Körperteil	Aufnahmepfad	Dosisfaktor[1] (rem/Ci) HTO	Dosisfaktor[1] (rem/Ci) HT[2]	max. zulässige Inkorporationsmenge 30 mrem/a HTO[3] mg	HTO[3] mCi	HT[4] mg	HT[4] mCi	5 rem/a HTO[3] mg	HTO[3] mCi	HT[4] mg	HT[4] mCi
Ganzkörper und Organe (außer Gewebe und Knochen)	Inhalation	$2{,}3\times10^{2}$	$1{,}2\times10^{1}$	$8{,}9\times10^{-5}$	0,13	$3{,}4\times10^{-4}$	2,5	$1{,}4\times10^{-2}$	21	$5{,}7\times10^{-2}$	416
	Ingestion	$1{,}3\times10^{2}$	-	$1{,}6\times10^{-4}$	0,23	-	-	$2{,}6\times10^{-2}$	38	-	-
Gewebe	Inhalation	$4{,}2\times10^{2}$	$2{,}1\times10^{1}$	$4{,}9\times10^{-5}$	0,07	$1{,}9\times10^{-4}$	1,4	$8{,}2\times10^{-3}$	12	$3{,}2\times10^{-2}$	238
	Ingestion	$1{,}9\times10^{2}$	-	$1{,}1\times10^{-4}$	0,16	-	-	$1{,}8\times10^{-2}$	26	-	-
Knochen	Inhalation / Ingestion	0[5]	0[5]	_[6]	_[6]	_[6]	_[6]	_[6]	_[6]	_[6]	_[6]

1) Dosisfaktor für tritiertes Thymidin abschätzbar nach (< 1000) x Dosisfaktor-HTO-Ingestion /9/.

2) rechnerisch aus 0,05 x Dosisfaktor-HTO-Inhalation ermittelt /3/.

3) 1,456 Ci/mg HTO

4) 7,282 Ci/mg HT

5) 0 entspricht vernachlässigbar klein

6) unbegrenzt

NUKEM

Dosisfaktoren und maximal zulässige Inkorporationsmengen für HTO und HT /7-9/

Tab. 1

2.1.2.4 Zusammenstellung der maximal zulässigen Inkorporationsmengen von HTO und HT

In Tabelle 1 sind die Dosisfaktoren für HTO und HT zusammengestellt. Sie berücksichtigen das Verhalten der jeweiligen tritiierten Verbindung und geben an, welche Dosisbelastung pro aufgenommene Einheit der Aktivität zu erwarten ist /8,9/. Unter Zugrundelegung einer jährlichen Dosis von maximal 30 mrem bzw. 5 rem für nichtstrahlenexponierte bzw. strahlenexponierte Personen werden die maximal zulässigen Inkorporationsmengen ermittelt (vgl. Tab. 1), wobei unterstellt wird, daß diese Menge auf einmal in den Organismus gelangt und entsprechend der biologischen Halbwertszeit ausgeschieden wird.

Es zeigt sich, daß die zulässigen Aktivitätsmengen im Vergleich zu anderen Radionukliden zwar relativ groß sind, daß aber diese Aktivitätsmengen bereits in sehr kleinen Massen von HTO bzw. HT vorliegen.

2.2 Physikalisch-chemische Eigenschaften

Von den physikalisch-chemischen Eigenschaften sind für die Tritiumproblematik von Bedeutung:

- die Freisetzbarkeit des Tritiums aus tritiumhaltigen Stoffen und
- das im Vergleich zu anderen Gasen große Permeationsvermögen des Tritiums durch Materialien.

Beide Freisetzungspfade sind nie ganz zu unterbinden, jedoch sind Stoffe bekannt, bei denen die resultierende Freisetzung minimal ist (vgl. Abschnitt 2.2.1 und 2.2.2). Ihrem Einsatz sind jedoch Grenzen technischer (z.B. Herstellungsprozeß und erforderliche Eigenschaften der betreffenden tritiierten Verbindung), experimenteller und/oder wirtschaftlicher Art gesetzt.

2.2.1 Freisetzbarkeit des Tritiums aus tritiumhaltigen Stoffen

Die Freisetzbarkeit des Tritiums aus tritiierten Verbindungen ist zurückzuführen auf den chemischen Austausch des Wasserstoffs gegen Tritium und/oder auf die durch Tritium verursachte Autoradiolyse. Darüber hinaus ist die zu oben vergleichsweise hohe Freisetzbarkeit von physikalisch gebundenem Tritium (bei Feststoffen hauptsächlich Anlagerungs- und Porenwasser, bei Flüssigkeiten Flüchtigkeit des tritiierten Stoffes aus dem Lösungsmittelverband) durch ebenfalls Austausch und/oder durch Verflüchtigung zu betrachten.

2.2.1.1 Chemischer Austausch

Der chemische Austausch von Tritium gegen Wasserstoff in Verbindungen ist die Umkehrung der Reaktion, nach der unter anderen tritiummarkierte Verbindungen durch Kontakt von Tritium, z.B. in Form von Tritiumgas oder Tritiumwasser mit der zu tritiierenden Verbindung, hergestellt werden. Die Reaktionsgeschwindigkeiten sind bei labil gebundenem Tritium (z.B. -OT, -NTH, -ST) groß, so daß bei großem Wasserstoffangebot praktisch sofort ein Austausch von T gegen H registriert wird.

Um Größenordnungen kleiner sind die Austauschgeschwindigkeiten bei stabil gebundenem Tritium (z.B. $-\overset{|}{C}-T$, bestimmte Metallhydride). Die Freisetzbarkeit ist entsprechend gering (vgl. Tabelle 2) /1,2,10/. Das freigesetzte Tritium hat in der Regel die Form der austauschenden wasserstoffhaltigen Verbindung. Überwiegend wird somit HTO, aber auch HT in Erscheinung treten.

2.2.1.2 Autoradiolyse

Freisetzungen durch Autoradiolyse werden erst bei verhältnismäßig hohen Aktivitätskonzentrationen merklich, da die zur Absorption zur Verfügung stehende mittlere Zerfallsenergie ($3{,}2 \cdot 10^{-5}$ W_{th} pro Ci) pro Zerfall verhältnismäßig klein ist (vgl. Tab. 2) /6,10/.

Primär wird als Autoradiolyseprodukt Tritiumgas anfallen, das durch Oxidation zu gewissen Teilen immer mit Tritiumwasser vermischt sein wird.

2.2.1.3 Freisetzbarkeit von physikalisch gebundenem Tritium

Physikalisch gebundenes Tritium ist sowohl in Flüssigkeiten als auch in Feststoffen nur sehr locker in der Matrix fixiert. Daraus resultieren im Verhältnis zu den in den Abschnitten 2.2.1.1 und 2.2.1.2 beschriebenen Freisetzungsmöglichkeiten hohe Freisetzungsraten schon bei Normaltemperaturen und geringen Aktivitätskonzentrationen. Relevante Beispiele für diesen Fall sind zementierte oder in Bindemittelgemische fixierte Tritiumwässer (vgl. Tab. 2) /11,12/ bzw. die tritiumhaltigen Wässer oder Lösungen selbst, über denen der Tritiumgehalt durch den Partialdampfdruck der tritiumhaltigen Komponente gegeben ist.

2.2.1.4 Zusammenfassende Darstellung der Freisetzungsmöglichkeiten aus tritiumhaltigen Stoffen

Tabelle 2 zeigt eine Zusammenstellung der Tritiumfreisetzungen verschiedener relevanter tritiumhaltiger Stoffe.

tritiierte Verbindung	untersuchte Aktivitätskonzentration	Freisetzung durch Auslaugung	Freisetzung durch Emission	Freisetzungsursache
tritiiertes Polyacetylen	0,3 mCiT/g Polyacetylen	4 % der Aktivität anfangs in einigen Stunden, dann in 1 Monat keine meßbare Freisetzung	k.A.[1]	anfangs physikalisch gebundenes Tritium, dann Isotopenaustausch, Autoradiolyse
Titantritid ($TiT_{1,9}$)	1000 CiT/g Titantritid	k.A.	<1 % pro a	Autoradiolyse, Isotopenaustausch
tritiiertes vernetztes Polystyrol aus Leuchtfarbenindustrie	ca. 200 CiT/g Polystyrol bzw. ca. 0,2 - 0,4 CiT/g Leuchtstoff	k.A.	ca. 5 % pro a	im wesentlichen Autoradiolyse
Zementiertes Tritiumwasser (Wasser-Zement-Wert: 0,33)	ca. 25 µ Ci/g Endprodukt	ca. 5 % in den ersten 20 Tagen	k.A.	physikalisch gebundenes Tritium, Isotopenaustausch
In Gips/Bimstein absorbiertes Tritiumwasser	ca. 50 µCi/g Endprodukt	6,1 % in weiteren 10 Tagen	6,8 % in den ersten 10 Tagen	physikalisch gebundenes Tritium Isotopenaustausch
In Gips/Wasserglas absorbiertes Tritiumwasser	ca. 50 µCi/g Endprodukt	1,2 % in weiteren 10 Tagen	8,7 % in den ersten 10 Tagen	physikalisch gebundenes Tritium Isotopenaustausch

1) keine Angaben vorhanden

NUKEM

FREISETZUNG VON TRITIUM AUS VERSCHIEDENEN VERBINDUNGEN BZW. MATRICES /6, 10 - 14/

Tab. 2

Wie aus Tabelle 2 hervorgeht, sind Hydridbildner, wie z.B. $TiT_{1,9}$ (übertragbar auch auf Zr /10,15/) in der Lage, selbst bei hohen Aktivitätskonzentrationen Tritium gut zu fixieren. Organische Stoffe zeigen in diesem Fall bereits merkliche Freisetzungen. Vergleichsweise wenig fixiert ist Tritium in Zement bzw. den Bindemittelgemischen, so daß in diesen Fällen weitere und unter Umständen aufwendige Rückhaltemaßnahmen notwendig werden können.

2.2.2 Permeationsvermögen des Tritiums

Im Zusammenhang mit der Freisetzungsproblematik muß die Eigenschaft von Tritium gesehen werden - basierend auf der Proportionalität von Diffusionsgeschwindigkeit und Wurzel aus der Masse -, als sehr leichtes Element durch viele Materialien vergleichsweise schnell diffundieren zu können. Diese Eigenschaft ist bei HT-Gas am stärksten ausgeprägt (vgl. Abschnitt 2.2.2.1 und 2.2.2.2).

2.2.2.1 Tritiumgas

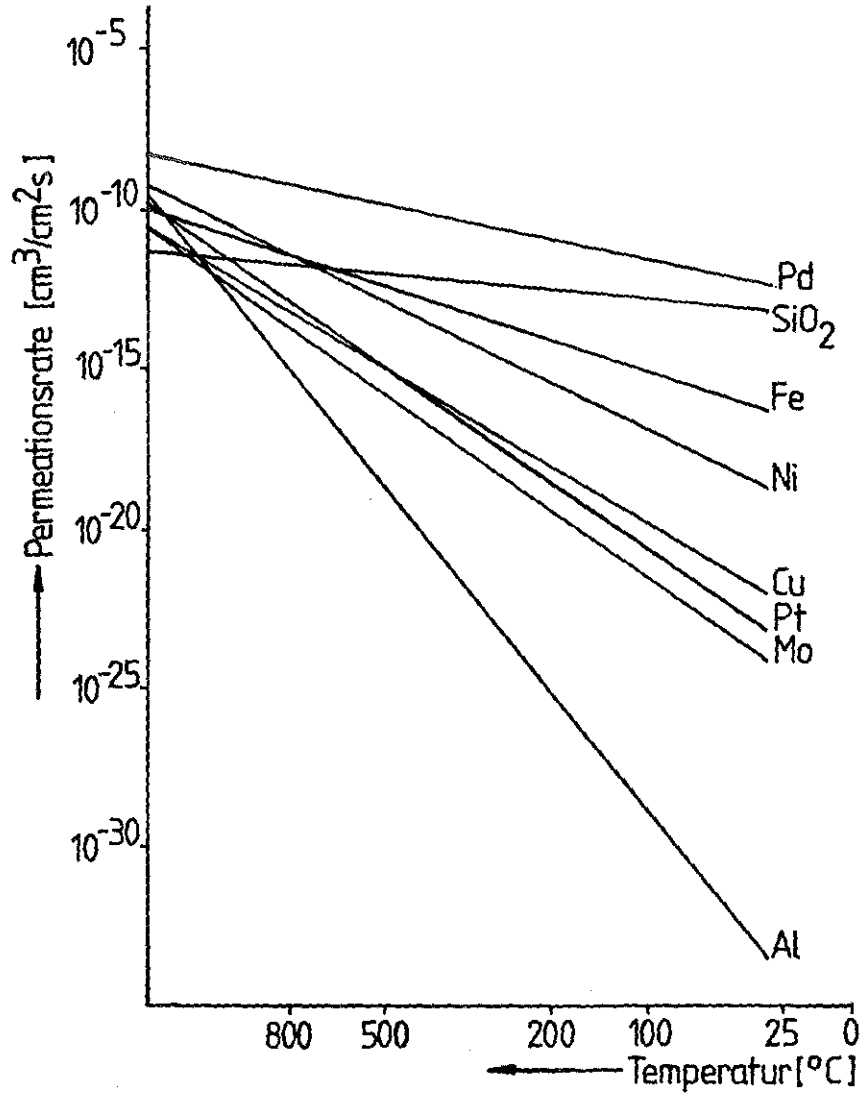
Eine besonders hohe Durchlässigkeit eines Materials für Tritiumgas ist dann vorhanden, wenn in ihm untereinander in Verbindung stehende Hohl- bzw. Zwischenräume von solcher Weite vorhanden sind, daß HT in molekularer Form praktisch widerstandslos das Material durchdringen kann. Demzufolge müssen poröse Substanzen, wie z.B. Gips und Zement, sowie insbesondere aber feine Öffnungen bzw. Sprünge in z.B. Gläsern hohe Permeationsraten zeigen.

Eine Mittelstellung zwischen den zuvorgenannten Materialien und im folgenden aufgeführten Metallen nehmen Kunststoffe auf Grund ihrer weniger dichten Molekularstruktur ein. Es kann davon ausgegangen werden, daß die Permeationsraten bei 25°C in etwa um den Faktor 10^6 größer sind als bei Eisen (vgl. Bild 1) /16,17/.

Metalle, wie z.B. Eisen, Kupfer und Nickel, weisen bereits deutlich kleinere Permeationsraten auf /15,18/, was eine Folge der dichten Metallgitter ist, durch die der Wasserstoff in molekularer Form nur unter Überwindung eines gewissen Widerstandes permeieren kann (vgl. Bild 1). Die genannten Metalle sind bei Normaltemperatur und einer Druckdifferenz von 1 bar praktisch undurchlässig für Wasserstoff und entsprechend der näherungsweisen Übertragbarkeit also auch für Tritium /15/.

Die Durchlässigkeit von Gläsern bewegt sich in ähnlicher Größenordnung wie die der obengenannten Metalle. Spezialgläser ermöglichen bessere Werte (vgl. Bild 1) /16,17/.

Äußerst wirksame Permeationssperren bilden nur Metalle, die Tritium gettern (z.B. Ti, Al-Zr-Legierungen), stabile Hydride



NUKEM

Abhängigkeit der Wasserstoff-Permeationsraten von der Temperatur /17/

Bild 1

(z.B. Ti, Zr) und/oder oxidische Sperrschichten (z.B. Al) bilden können /10,15,18/. Die Ursachen für die gute Barrierenwirkung sind unterschiedlich. Oxidische Sperrschichten können nur von atomarem Wasserstoff durchdrungen werden, welcher jedoch unter erheblicher Energiezufuhr zuerst gebildet werden muß. In Hydridbildnern kann Tritium erst dann permeieren, wenn es bei Temperaturen größer der Zersetzungstemperatur des Hydrids (ca. 300° C) freigesetzt wird. Bei Gettermaterialien sind u.a. Gittereffekte verantwortlich.

Zirkonium und Aluminium z.B. weisen selbst bei höheren Temperaturen im Vergleich zu den vorhergenannten Metallen einen um ca. 5 Zehnerpotenzen kleineren Diffusionskoeffizienten bzw. eine kleinere Permeationsrate auf (vgl. Bild 1) /15,17/. In der Praxis wird dies durch die kleinen Diffusionsverluste von ca. 0,1 % des Tritiuminventars durch Zircaloy-Brennstabhülsen unter Reaktorbetriebsbedingungen bestätigt /19/. Dem Zirkonium vergleichbar verhält sich Aluminium, wie die Leckraten von weniger als 10^{-9} mbar x 1 x s^{-1} der aus Al hergestellten und gegebenenfalls mit Indium gedichteten Tritiumtransport- und -lagerbehälter zeigen /13/.

Austhenitische Stähle (mit Chrom/Nickel legiert) nehmen auf Grund der in den Stählen vorhandenen oxidischen Permeationssperren im Hinblick auf die Permeationsbarrierenwirkung eine Position zwischen den Metallen Fe, Cu, Ni einerseits und Al, Ti, Zr andererseits ein (vgl. Bild 1) /17,20/.

Bild 1 zeigt die Abhängigkeit der Wasserstoff-Permeationsrate K von der Temperatur für die genannten wichtigen metallischen Werkstoffe und Quarz. Die Ergebnisse sind näherungsweise - entsprechend $K_H : K_T = 1 : 3^{0,5}$ - auf die Systeme Tritium - Metall übertragbar /15,17/.

2.2.2.2 Tritiumwasser

Die Permeationsproblematik wird in der Regel dadurch gemindert, daß Tritiumfreisetzungen neben Tritiumgas gewöhnlich in überwiegendem Anteil Tritiumwasser enthalten. Die Permeation von Tritiumwasser durch die vorher genannten wichtigen Metalle ist jedoch um Größenordnungen kleiner als diejenige von Tritiumgas (z.B. Cu um ca. 5 Zehnerpotenzen bei 800° C) /18,21/. Die erwähnten Beispiele bilden in ähnlicher Abstufung für Tritiumwasser somit bereits wirksame Permeationsbarrieren. Daraus folgt, daß die Permeationsproblematik sich bei Verwendung dieser Materialien im wesentlichen auf Tritiumgas bzw. -anteile beschränkt. Die hierfür aufzuwendenden Maßnahmen werden die Wasserpermeation so weit verhindern, daß der höheren Relevanz im Hinblick auf die Strahlenbelastung durch HTO Rechnung getragen ist.

Kleiner sind die Unterschiede bei porösen Substanzen und organischen Polymeren, die selbst bei Normaltemperatur für Tritiumwasser nie ganz undurchlässig sind. Bei letzteren beträgt die Variationsbreite der Durchlässigkeit in Abhängigkeit von der Molekularstruktur 10^6, wobei die weniger durchlässigen Polymere, z.B. Polyäthylen, Wachse und reiner, gehärteter Kautschuk, immer noch eindeutig schlechtere Permeationsbarrieren bilden als die erwähnten Metalle /21/. Bei Verwendung dieser Stoffe sind unter Umständen somit zusätzliche Rückhaltemaßnahmen notwendig.

3. Charakterisierung der relevanten Tritiumabfälle

Auf Grund der in Abschnitt 2 dargelegten Eigenschaften nimmt die Relevanz eines Tritiumabfalls im Hinblick auf die Größe einer möglichen Gefährdung sowohl mit zunehmender Flüchtigkeit des Tritiums aus dem Abfall als auch mit steigender Aktivitätskonzentration bzw. Aktivität des Abfalls zu. Demzufolge erfordern flüssige Abfälle und hierbei wiederum die höher aktiven besondere Beachtung.

Tabelle 3 zeigt eine Zusammenstellung von aus verschiedenen Bereichen derzeitig zu erwartenden, entsprechend obiger Aussage relevanten Tritiumabfälle. Darüber hinaus fallen größere Volumina von Verpackungs- und Handhabungsabfällen an, die jedoch die im Zusammenhang mit Tritium auftretenden Besonderheiten wegen der gewöhnlich geringen bis sehr geringen Aktivitätskonzentration nur in untergeordnetem Maß aufweisen und daher im Hinblick auf Tritium weniger problematisch sind.

Alle in der Tabelle 3 angeführten Abfälle stammen aus der industriellen Verwendung von Tritium bzw. aus der wissenschaftlich-technischen und medizinischen Verwendung von Tritium enthaltenden Produkten. Der jährliche Anfall ist zwar aktivitätsmäßig bedeutend, jedoch ist das anfallende Volumen klein, was sich erleichternd auf eine mögliche Entsorgung auswirken sollte.

Nicht in Tabelle 3 enthalten sind ebenfalls relevante tritiumhaltige Wässer aus der Wiederaufarbeitung der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe (WAK). Sie enthalten pro m^3 bis zu ca. 1 Ci Tritium. Eine Entsorgungsproblematik ist bei ihnen nicht gegeben, da die Aktivität im Rahmen der genehmigten Grenzen vom Kernforschungszentrum Karlsruhe (KfK) an die Umgebung (Abwasser) abgegeben wird.

4. Zusammenfassende Bewertung und Perspektiven für die Behandlung derzeitig anfallender relevanter Tritiumabfälle

Auf Grund der im Abschnitt 2 dargestellten Eigenschaften sind Tritiumfreisetzungen aus den verschiedensten Stoffen nie ganz zu unterbinden. Die günstigste derzeit bekannte Form ist die Fixierung in stabilen Metalltritiden. Äußerst ungünstig fixiert ist Tritium im Verband von Flüssigkeiten infolge der immer vergleichsweise großen Flüchtigkeit der jeweiligen tritierten Komponente. Eine Mittelstellung nehmen Produkte aus hydraulischen Bindemitteln und tritiumhaltigen Flüssigkeiten ein. In allen Fällen sind zur Verhinderung von über das erlaubte Maß hinausgehenden Strahlenbelastungen zusätzliche, im einzelnen je nach Produkt verschieden aufwendige Rückhaltemaßnahmen erforderlich. Zu nennen sind hierbei Behälter und/oder sonstige äußere aktive oder passive Maßnahmen (z.B. Kontrolle der umgebenden Luft, Barrieren von Erdschichten bei der Lagerung in untertägigen Hohlräumen, Verdünnungseffekte durch das umgebende Wasser bei der Meeresversenkung).

Abfallart	Herkunftsbereich	Abfalleigenschaften		
		Aggregatzustand	Bindungszustand des Tritiums	Aktivitätskonzentration
Syntheserückstände, organisch	Herstellung von tritiummarkierten Verbindungen bzw. Leuchtfarben	flüssig	stabile C-T-Bindung, Bindung im Flüssigkeitsverband	ca. 10 - 1000 Ci/m^3
Syntheserückstände, wässrig	Herstellung tritiummarkierter Verbindungen	flüssig	Bindung im Flüssigkeitsverband, labile und stabile Bindungen	ca. 10 - 3000 Ci/m^3
Katalysatoren	Herstellung tritiummarkierter Verbindungen	fest	teils stabile Metall-Tritiumbindung, teils Kontamination	ca. 2000 Ci/m^3
Leuchtpigmentabfälle	Verarbeitung von Leuchtfarben	fest	stabile C-T-Bindung	0,2 - 0,4 Ci/g
verbrauchte Tritiumgas enthaltende Glasröhren	Verwendung von β-lights	fest	Tritiumgas in Röhre aus Spezialglas eingeschmolzen	mCi - wenige Ci pro Stück
verbrauchte Tritiumtargets, Gettermaterialien	Neutronengenerator	fest	stabile Metall-Tritiumbindung	ca. 500 Ci/g TiT_x bzw. ca. 500 Ci pro Generatorröhre
Pumpenöl	Neutronengenerator	flüssig	stabile Bindungen, Bindung im Flüssigkeitsverband	variabel je nach Targetdurchsatz (ca. 1 - 10 Ci/m^3 bei Durchsatz von 10 x 10 Ci-Targets)

NUKEM

DERZEITIG ANFALLENDE RELEVANTE TRITIUMABFÄLLE /13, 22, 23/

Tab. 3

Um Tritiumfreisetzungen allgemeiner Art auch bei höheren Temperaturen sicher zu verhindern, werden entsprechend den Ausführungen - sofern Tritium im Feststoff selbst nicht festgebunden ist - immer Barrieren aus Tritiumgettermaterialien oder ähnlich wirksamen Hydridbildnern bzw. Stoffen mit oxidischer Sperrschicht notwendig sein. Bei geringeren Anforderungen erbringt auch Eisen gute Ergebnisse. In allen Fällen ist darüber hinaus die Abdichtung der jeweiligen Behälter durch tritiumgeeignete Metalldichtungen (z.B. Al-, Cu-Ringe) bei Flanschdeckelbehältern oder durch Verschweißen der Behälter angebracht. Nur so können kleinste Leckraten realisiert und zusätzliche Maßnahmen bei der Lagerung tritiumhaltiger Abfälle vermieden werden. Dies wird bestätigt durch Meßergebnisse an gasdicht verschweißten Edelstahlbehältern (Volumen ca. 30 l), die zementierte Targets und Einsätze aus Ionengetterpumpen enthalten.

Die Leckrate war im gegebenen Fall kleiner als 10^{-9} mbar · l · s^{-1} (Nachweisgrenze der Lecksuche). Sie wird nicht verändert, wenn in geringem Umfang verbrauchte und/oder zerbrochene Tritiumleuchtröhren mitkonditioniert werden /13/.

Die obengenannte und im Hinblick auf Übertragbarkeit letztlich nur im Experiment zu bestätigende Behandlungstechnik sollte ohne wesentliche Abwandlung (evtl. statt Verschweißen Al-gedichtete Flanschdeckel) auch auf andere feste und flüssige Abfälle mit höherer Aktivitätskonzentration übertragbar sein. Bei organischen Flüssigabfällen wäre Zement durch geeignete Bindemittelgemische (Gips/Bimsstein, Gips/Wasserglas /12/) zu ersetzen. Durch die Verdünnung mit dem Bindemittel sollten Radiolyseeffekte vermieden werden können. Die jährlich anfallenden Volumina dieser Abfälle betragen nur wenige m^3 (ca. 5) /22/. Inklusive Bindemittel wäre derzeitig demnach ein jährliches Behältervolumen von ca. 20 m^3 bei einem Mischungsverhältnis von Bindemittel zu Abfall von 3 : 1 (Gewichtsverhältnis) zu erwarten.

Alternativ könnten die brennbaren Abfälle (Anteil ca. 90 %) zuerst verbrannt und das gebildete tritiumhaltige Wasser, das den Hauptaktivitätsanteil enthält, dann analog zu oben verfestigt werden. Wesentlicher Vorteil dieser Alternative ist die beträchtliche Volumenverringerung des zu konditionierenden Abfalls auf weniger als 1 m^3 (inkl. nichtbrennbarer Abfall). Nachteilig wirkt sich jedoch die Notwendigkeit einer Verbrennungsanlage mit Rauchgasbehandlung zur Tritiumwasserabscheidung aus.

Literatur

/1/ Evans, E.A.:
Tritium and its Compounds
Butterworth and Co., London, England, 1974

/2/ Weimer, K.E., und H.G. Eckert:
Herstellung und Bedeutung Tritium-markierter Verbindungen
Chemiker-Zeitung 103 (1979) Nr. 2, S. 69/79

/3/ Renner, H., und R. Fridrich:
Zum Strahlenschutz beim Umgang mit Tritium-markiertem Thymidin in Laboratorium und Klinik
Strahlentherapie 153 (1977) Nr. 7, S. 474/80

/4/ Brodsky, A.:
Experience with Intakes of Tritium from Various Processes
Health Physics Pergamon Press 33 (1977), S. 94/8

/5/ Feinendegen, L.E.:
Tritium Labelled Molecules in Biology and Medicine
Academic Press, New York, USA, 1967

/6/ Behaviour of Tritium in the Environment
Proceedings of a Symposium, San Francisco, 16-20 October 1978, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria, 1979

/7/ Inkorporationsüberwachung auf Tritium
Fachverband für Strahlenschutz e.V., FS-77-14-AKI, Oktober 1977

/8/ Der Bundesminister des Innern:
Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der Strahlenexposition durch Emission radioaktiver Ableitungen mit der Abluft
Empfehlung der Strahlenschutzkommission, 1977

/9/ Der Bundesminister des Innern:
Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der Strahlenexposition durch radioaktive Ableitungen in Oberflächengewässer, 1. Fließgewässer
Empfehlung der Strahlenschutzkommission, 1977

/10/ Tritium
ERDA-76-43, Abschnitt 14.3, S. 14.9/.29

/11/ Rudolph, G., und R. Köster:
Verfestigung von LAW, MAW und Tritiumabwässern aus der Wiederaufarbeitung
Bericht Reaktortagung 1978, Hannover, 4.-7.4.1978, Deutsches Atomforum und Kerntechnische Gesellschaft, 1978, S. 482/5

/12/ Knieper, J., u.a.:
Ein Beitrag zum Problem der Verfestigung flüssiger radioaktiver Abfälle
Interner Bericht, KFA Jülich, Oktober 1974

/13/ NUKEM-Unterlagen

/14/ Colombo, P., u.a.:
The Fixation of Aqueous Tritiated Waste in Polymer Impregnated Concrete and in Polyacetylene
Bericht International Conference on Radiation, Effects and Tritium Technology for Fusion Reactors, Gatlinburg, USA, 1.-3.10.1975, S. III.129/.147

/15/ Münzel, G., und G.-U. Greger:
Verhalten von Tritium in Zirkon und Zircaloy
KfK-Bericht 2677, Kernforschungszentrum Karlsruhe, September 1978

/16/ Wutz, M.:
Theorie und Praxis der Vakuumtechnik
Verlag Vieweg und Sohn, Braunschweig, 1965

/17/ Trendelenburg, E.A.:
Ultrahochvakuum - Eine Einführung
Verlag G. Braun, Karlsruhe, 1963

/18/ Mönch, G.C.:
Neues und Bewährtes aus der Hochvakuumtechnik
VEB Wilhelm Knapp Verlag, Halle, 1959

/19/ Dollé, L., und J. Bazin:
Wichtige Ergebnisse der Tritiumbilanz in Leichtwasserreaktoren
VGB Kernkraftwerkstechnik 59 (1979) Nr. 2, S. 171/5

/20/ Landolt-Börnstein:
Zahlenwerte und Funktionen aus Physik, Chemie, Astronomie, Geophysik und Technik
IV. Band, 2. Teil
Springer Verlag, Berlin-Göttingen-Heidelberg-New York, 1963, S. 161 und 167

/21/ Gmelins Handbuch der anorganischen Chemie
Systemnummer 3: Sauerstoff
Verlag Chemie, Weinheim, 1963, S. 1466/72

/22/ Recherche bei industriellen und wissenschaftlichen Institutionen, 1979

/23/ Broerse, J.J., u.a.:
Life Time of Tritium Targets and Release of Tritium from D-T Neutron Generators
International Journal of Applied Radiation and Isotopes 22 (1971), S. 486/9

FRAGEN ZUR ABFALLBESEITIGUNG BEI GENEHMIGUNGSFREIEM UMGANG MIT NATÜRLICHEN RADIOAKTIVEN STOFFEN

W. Böddicker und W. Kolb

Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB), Braunschweig

Kurzfassung

Die spezifische Aktivität der natürlichen radioaktiven Stoffe liegt, abgesehen von einigen Mineralien, unter 370 Bq/g, so daß der Umgang nach § 4 (2) Strahlenschutzverordnung genehmigungs- und anzeigefrei ist. Weiterhin bedürfen nicht einer Umgangsgenehmigung die Aufsuchung, Gewinnung und Aufbereitung radioaktiver Mineralien; sie unterliegen den Betriebsplanverfahren der Berggesetze der Länder. Aus dem genehmigungsfreien Umgang mit natürlichen radioaktiven Stoffen kann radioaktiver Abfall anfallen, dessen Beseitigung nach § 47 StrlSchV genehmigungspflichtig ist, wenn die spezifische Aktivität das 10^{-4}-fache der Freigrenzen der Anlage IV Tabelle IV Spalte 4 je Gramm überschreitet. Diese Widersprüchlichkeit wird anhand der folgenden Beispiele erörtert: (1) Flugasche und Schlacke aus Kohlekraftwerken, (2) Flugstaub aus Sinteranlagen, (3) Rotschlamm aus der Aluminiumherstellung, (4) Zwischenprodukte bei der Gewinnung seltener Metalle, (5) Chemiegips aus der Verarbeitung von Rohphosphat, (6) Baustoffe wie Gips, Schlackensteine und Natursteine.

Abstract

With the exception of some minerals, the specific activity of natural radioactive material is below 370 Bq/g, their handling thus not being subject to authorization or the duty of reporting according to section 4 para. 2 of the Radiological Protection Ordinance. Moreover, there is required no handling license for prospecting, mining and processing of radioactive minerals; they are subject to the procedures for the plans of operation of the mining laws of the Federal States. License-free handling of natural radioactive material may result in the production of radioactive waste, the disposal of which must be authorized according to sect. 47 of the Radiological Protection Ordinance if the specific activity exceeds the free amounts of column 4 in Table IV of Appendix IV by a factor of 10^{-4}/g. This inconsistency is discussed by means of the following examples: (1) fly ash and slag from coal power plants, (2) flue dust from sintering plants, (3) red mud from aluminum production, (4) intermediate products in the production of rare metals, (5) plaster from processing of raw phosphate, (6) material for construction like plaster, slag bricks and natural stones.

Rechtliche Grundlagen

Die spezifische Aktivität der natürlichen radioaktiven Stoffe, so wie sie in der Natur vorkommen, liegt - abgesehen von einigen Mineralien - unter 370 Bq/g, so daß der Umgang gemäß § 4(2) der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) genehmigungs- und anzeigefrei ist. Unter Umgang ist hier die Gewinnung, Erzeugung, Lagerung, Bearbeitung, Verarbeitung sowie sonstige Verwendung oder Beseitigung im Sinne des § 1 Abs. 1.1 der StrlSchV zu verstehen. Ausgenommen von den Vorschriften über die Umgangsgenehmigung sind die Aufsuchung, Gewinnung und Aufbereitung radioaktiver Mineralien; sie unterliegen den Betriebsplanverfahren der Berggesetze der Länder. Nur die Schutzvorschriften der §§ 29 ff. sind auf die Aufsuchung, Gewinnung und Aufbereitung radioaktiver Mineralien anzuwenden. Da sie zu den sonstigen radioaktiven Stoffen zu zählen sind, gelten für sie die Beförderungsvorschriften sowie die Ein- und Ausfuhrvorschriften uneingeschränkt. Aus diesem Umgang können natürliche radioaktive Stoffe anfallen, die dann als radioaktiver Abfall nach § 47 StrlSchV behandelt werden müssen, wenn die spezifische Aktivität das 10^{-4}fache der Freigrenzen der Anlage IV Tabelle IV Spalte 4 je Gramm überschreitet und eine Genehmigung nach § 3 (1) StrlSchV für die Beseitigung nicht vorliegt.

Vor Beseitigung als radioaktiver Abfall besteht nach § 9a Abs.1 Atomgesetz die Pflicht zur Verwertung der radioaktiven Reststoffe, es sei denn, eine schadlose Verwertung wäre nach Stand von Wissenschaft und Technik nicht möglich, wirtschaftlich nicht vertretbar oder mit den in § 1 Abs. 2 bis 4 bezeichneten Zwecken nicht vereinbar. Durch den Willen zur Beseitigung wird ein radioaktiver Stoff zu radioaktivem Abfall, d.h., radioaktiver Abfall ist ein rein normativer Begriff /1/. Für diese Abfälle besteht nach § 47 der StrlSchV Ablieferungspflicht an Landessammelstellen oder an eine zur Beseitigung radioaktiver Abfälle behördlich zugelassene Einrichtung.

Beim genehmigungsfreien Umgang mit natürlichen radioaktiven Stoffen können durch industrielle Produktionsprozesse Anreicherungen auftreten, die nicht immer eine genehmigungsfreie Abfallbeseitigung nach § 4 Abs. 4e zulassen.

Anhand von 6 Beispielen wird auf diese Problematik eingegangen.

1. Steinkohlekraftwerke

Steinkohle gehört zu den aktivitätsarmen Stoffen der Erde. Beim Verbrennen der Kohle werden die natürlichen Radionuklide aus der Uran- und Thoriumreihe unterschiedlich stark in der Asche angereichert. Aus sieben verschiedenen Steinkohlekraftwerken der Bundesrepublik wurden Kohle- und Flugaschenproben untersucht /2/. Die Zusammensetzung der Kohleproben und ihr Radionuklidgehalt sind in Tabelle 1 aufgelistet.

Kessel-anlage	Kohlemischung in % Ruhr	Polen	England	DDR	spezifische Aktivität in mBq/g ^{238}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{228}Ra	^{228}Th
BM1	100	–	–	–	10	11	7,4	5,6	5,2
BM2	80	–	–	20	13	14	22	6,7	5,9
BC1	60	40	–	–	22	20	17	9,6	9,6
BC2	60	40	–	–	19	18	14	7,8	8,1
BR3	100	–	–	–	18	19	14	8,5	7,8
BH1	80	–	–	20	14	13	12	5,9	5,6
BH2	–	40	40	20	21	24	21	9,3	8,5
BRt 1	–	–	80	20	19	23	26*)	7,0	8,5
BRt 5	–	80	–	20	23	27	23*)	10,0	10,4
BRt 6	–	–	80	20	26	27	23*)	10,4	10,4
Meßunsicherheit (1σ) in %					± 25	± 5	± 25	± 10	± 5
Durchschnitt von 10 Proben					19	20	18	8,1	8,1
WFS	100	–	–	–	21	21	23	10	11
FBF	100	–	–	–	17	16	19	8,5	8,5

*) Meßunsicherheit größer als angegeben (50 %)

Tab. 1: Kohleproben aus deutschen Kraftwerken

Sowohl die Radionuklide aus der Uranreihe als auch die aus der Thoriumreihe sind jeweils miteinander im Gleichgewicht. Im Durchschnitt beträgt die spezifische Aktivität für U-238 19 mBq/g und für Th-228 8,1 mBq/g. Charakteristische Unterschiede zwischen Kohlesorten verschiedener Herkunft sind nicht erkennbar.

Flüchtige radioaktive Stoffe verdampfen oder sublimieren mit steigender Temperatur im Feuerraum der Kesselanlagen, werden vom Rauchgas aufgenommen und lagern sich an der Oberfläche von Flugascheteilchen an. Da die spezifische Aktivität um so höher ist, je geringer das Volumen ist, sind kleine Staubteilchen, für die das Verhältnis von Oberfläche zu Volumen am größten ist, besonders stark mit Pb-210 angereichert. Während das Verhältnis von Pb-210/Ra-226 bei den Kohleproben im Mittel bei 1 liegt, verschiebt sich dieses Verhältnis bei den Flugaschen aus den letzten Elektrofilterstufen verschiedener Kraftwerke, wie Tabelle 2 zeigt.

Hierbei werden charakteristische Unterschiede zwischen den mit T und S gekennzeichneten Kesselanlagen sichtbar. Kessel mit Staubfeuerung und trockener Entaschung (Typ T) arbeiten mit Feuerraumtemperaturen zwischen 1200° C und 1300° C, während bei Kesseln mit Schmelzfeuerung (Typ S) die Feuerraumtemperatur in der Regel 1500° C bis 1800° C beträgt. Der Vorteil der Schmelzfeuerung besteht darin, die in den Elektrofiltern anfallende Flugasche in den Feuerraum zurückführen zu können und den darin noch enthaltenen Kohlenstoff zu verbrennen. Die Asche wird geschmolzen und zusammen mit der Schlacke in einem Wasserbad abgezogen, wo sie granuliert. Flüchtige Substanzen in der Asche werden wieder verdampfen und zur weiteren Anreicherung in der Flugasche beitragen.

Kessel-anlage	Baujahr	Kessel-typ	Probe-nahme	spezifische Aktivität in Bq/g					$\frac{^{210}Pb}{^{226}Ra}$
				^{238}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{228}Ra	^{228}Th	
BM1	1953	T	7/78	0,13	0,085	0,078	0,048	0,044	0,91
BM2	1957	S	11/72	–	0,25	1,3	0,16	0,15	5,1
			12/72	–	0,24	0,93	0,17	0,13	3,8
			7/78	0,44	0,30	3,9	0,12	0,12	13
BC1	1955	S	12/72-1	–	0,33	1,0	0,13	0,19	3,1
			12/72-2	–	0,34	1,2	0,17	0,17	3,6
			7/78	0,34	0,33	1,5	0,13	0,12	4,6
BC2	1959	S	12/72-1	–	0,37	3,9	0,21	0,17	10
			12/72-2	–	0,32	2,3	0,14	0,15	7,4
			7/78	0,35	0,34	2,4	0,13	0,13	7,1
BC3	1966	S	12/72-1	–	0,26	2,2	0,096	0,12	8,4
			12/72-2	–	0,23	2,2	0,17	0,12	9,7
BR3	1965	S	7/78	0,25	0,22	2,6	0,081	0,081	12
BH1	1961	S	12/72-1	–	0,27	1,0	0,13	0,12	3,7
			12/72-2	–	0,27	0,78	0,13	0,12	2,9
			7/78	0,33	0,36	1,1	0,12	0,12	3,0
BH2	1962	S	12/72	–	0,28	1,3	0,12	0,14	4,7
			7/78	0,41	0,35	1,1	0,12	0,12	3,1
BRt1	1952	T	7/78	0,25	0,24	0,28	0,10	0,10	1,1
BRt5	1949	S	12/72	–	0,23	0,37	0,12	0,12	1,6
			7/78	0,20	0,23	0,44	0,085	0,081	1,9
BRt6	1950	T	12/72	–	0,16	0,11	0,085	0,11	0,66
			7/78	0,29	0,28	0,29	0,10	0,093	1,0
BRt7	1949	T	12/72	–	0,13	0,096	0,078	0,081	0,72
BRt8	1951	S	12/72	–	0,16	0,31	0.089	0,081	1,9
BRtC	1969	S	12/72	–	0,28	5,9	0,16	0,14	21
Meßunsicherheit in %			1972	–	± 5	± 20	± 15	± 5	
			1978	± 20	± 5	± 10	± 5	± 5	

Tab. 2: Flugasche aus der letzten Elektrofilterstufe verschiedener Kraftwerke

Dies wird besonders deutlich bei den Kesselanlagen BM2 und BRtC. Hier liegt der Pb-210-Gehalt in der Flugasche besonders hoch, da Flugasche aus mehreren benachbarten Kesselanlagen in den Feuerraum zurückgeführt wird. Die Kesselanlage BRt5 hat z.B. keine eigene Flugaschenrückführung; obwohl die Feuerraumtemperatur bei der Probennahme 1600° C betrug, war die spezifische Pb-210-Aktivität mit 0,44 Bq/g relativ gering im Vergleich zu 1,5 Bq/g bei BC1 mit 1500° C oder 2,4 Bq/g bei BC2 mit 1750° C.

Die Anreicherung flüchtiger Substanzen in der Flugasche führt zu Abreicherungen in den Schlackengranulaten, wie aus Tabelle 3 hervorgeht. Das Verhältnis Pb-210/Ra-226 ist hier stets kleiner als 1.

Flugstaub und Granulat werden industriell weiterverwertet, z.B. als Zuschlag für verschiedene Zementsorten oder als Füllstoff für Bitumensplitt. Da sowohl für Flugstaub als auch für Granulat in allen Fällen der Grenzwert der spezifischen Aktivität von 370 Bq/g nicht überschritten wird, ist der Umgang mit die-

Kessel-anlage	Proben-nahme	Spezifische Aktivität in Bq/g ^{210}Pb	^{238}U	^{226}Ra	^{228}Ra	^{228}Th	$\frac{^{210}Pb}{^{226}Ra}$
BM2	7/78	0,18	0,23	0,20	0,09	0,09	0,90
BC1	7/78	0,12	0,23	0,23	0,11	0,11	0,52
BC2	7/78	0,12	0,24	0,22	0,11	0,10	0,54
BH1	7/78	0,10	0,24	0,29	0,11	0,11	0,34
BH2	7/78	0,14	0,25	0,29	0,11	0,11	0,48
BRt5	7/78	0,16	0,19	0,21	0,10	0,10	0,76
BRtC	12/78	0,10	0,12	0,29	0,11	0,10	0,34
BR3	1978/79+)	0,09	0,19	0,22	0,09	0,09	0,37++)

+) Mittelwert aus 6 Proben

++) Mittelwert der Verhältnisse

Tab. 3: Granulat aus Kesselanlagen verschiedener Kraftwerke mit Schmelzfeuerung

sen festen radioaktiven Stoffen natürlichen Ursprungs genehmigungs- und anzeigefrei. Dagegen wäre im Falle der Beseitigung als Abfall eine Genehmigung nach § 3 (1) StrlSchV erforderlich, da der Grenzwert der spezifischen Aktivität nach § 4 Abs. 4 Nr. 2e) überschritten wird.

2. Aufbereitungsanlagen für Erze

Eisenerze, die in wenig konsistenter Form vorliegen, werden in Sinteranlagen aufbereitet. Vermischt mit Kohlengrus und Kalkstein, werden diese Erze in Sinterbetten über längere Zeit unter Luftzufuhr auf 1400° C erhitzt, bis sie in eine konsistente Form, den Sinter, überführt sind, der zur Eisenerzeugung in den Hochofen wandert. Das aus den Sinteranlagen entwichene Gas enthält neben Stickstoff und Sauerstoff noch mechanische Verunreinigungen in Form von Flugstaub, der in Elektrofiltern abgeschieden wird. Da der Sinterprozeß oberhalb von 1300° C abläuft, werden die flüchtigen Substanzen ähnlich wie bei der Verbrennung von Steinkohle im Flugstaub angereichert.

Alle 3 Staubproben, die aus dem letzten Elektrofilter einer Sinteranlage im Juni und Juli 1979 entnommen wurden, weisen für Pb-210 spezifische Aktivitäten von etwa 7 Bq/g auf. Die Beseitigung als Abfall bedürfte daher einer Genehmigung.

3. Herstellung von Aluminium

Als Ausgangsmaterial für die Erzeugung reiner Tonerde dient fast ausschließlich Bauxit. Die in der Natur vorkommenden Bauxite sind mehr oder weniger stark durch Eisenoxid und Kieselsäure verunreinigt. Die Entfernung dieser Verunreinigungen, namentlich des Eisens, das als Fe_2O_3 vorliegt, kann durch trockenen oder nassen Aufschluß erfolgen. Bei dem nassen Verfahren - "Bayerverfahren" - wird das feingemahlene Bauxit in einem mit Rührwerken versehenen, dampfbeheizten Autoklaven mit 30 - 35 % Natronlauge unter Druck 6 - 8 Stunden lang auf 160 bis 170 °C erhitzt. Hierbei löst sich das Aluminium, nicht jedoch das Eisenoxid, das als Oxidhydrat, dem sogenannten "Rotschlamm", abfiltriert wird. Im Rahmen des vom Bundesminister des Innern geförderten Forschungsvorhabens über die Schwankungsbreite der Strahlenexposition in Wohn- und Aufenthaltsräumen wurden Messungen über den Gehalt natürlicher radioaktiver Stoffe in Baumaterialien /3/ vorgenommen. Dabei wurden auch Zuschlagstoffe, Bindemittel und Rohmaterialien wie Rotschlamm untersucht, der als Zuschlag bei Mauersteinen vorgesehen war. Aus 14 Proben wurden Mittelwerte für spezifische Aktivitäten bestimmt; sie liegen für K-40 bei 0,44 Bq/g, für Th-232 bei 0,4 Bq/g und für Ra-226 bei 0,22 Bq/g. Für die Beseitigung als Abfall ist eine Genehmigung erforderlich; denn der Grenzwert der spezifischen Aktivität nach § 4 Abs. 4 Nr. 2e) wird in der Regel überschritten.

4. Gewinnung seltener Metalle durch Aufbereitung von Erzen

Erze, die zur Herstellung seltener Metalle benötigt werden, enthalten auch Uran und Thorium. Immer seltener werden Erze angeboten, deren spezifische Aktivität deutlich unter 370 Bq/g liegt.

Proben-Nr.	spezifische Aktivität Bq/g			
	^{238}U	^{226}Ra	^{228}Tn	^{228}Ra
1	8,1	7,8	8,1	8,1
2	5,9	6,3	15,9	16,3
3	18,1	15,9	5,9	5,9
4	14,1	15,5	23,7	24,8

Tab. 4: Ausgangsmaterial zur Gewinnung von seltenen Metallen

Wenn Th-230, Pb-210 und Po-210 aus der Uranreihe in diesen Proben im Gleichgewicht sind, dann schwankt die spezifische Gesamtaktivität einschließlich der langlebigen Folgeprodukte zwischen 56 Bq/g und 126 Bq/g. Da bei der Herstellung nicht aus-

zuschließen ist, daß Fraktionen auftreten, deren spezifische Aktivität den Grenzwert von 370 Bq/g überschreiten, kann der Umgang mit diesen Stoffen nach § 3.1 der StrlSchV genehmigungspflichtig werden.

Die Vorschriften für die Umgangsgenehmigung sind jedoch auf die Aufbereitung von radioaktiven Mineralien nicht anzuwenden, da sie den Betriebsplanverfahren der Berggesetze der Länder unterliegen. Erfolgt die Aufbereitung jedoch in chemischen Fabriken, die den Berggesetzen nicht unterliegen, besteht hinsichtlich der Genehmigungsbedürftigkeit eine Rechtsunsicherheit. Für die Beseitigung des Abfalls ist dagegen stets eine Genehmigung erforderlich, da der Grenzwert der spezifischen Aktivität nach § 4 Abs. 4 Nr. 2e) auf jeden Fall überschritten wird.

5. Verarbeitung von Rohphosphat

Die wichtigsten natürlichen Mineralphosphate sind Phosphorit $Ca_{10}(PO_4)_6(OH,F,Cl)_2$ („$3\ Ca_3(PO_4)_2.Ca(OH,F,Cl)_2$") und Apatit $Ca_{10}(PO_4)_6F_2$ („$3Ca_3(PO_4)_2.CaF_2$") also Calciumphosphate. Während der Apatit ein ziemlich reines Mineral ist, sind Phospherite stark mit Spurenelementen verunreinigt.

Wie aus Tabelle 5 im nächsten Abschnitt hervorgeht, ist die Beseitigung des Abfallgipses nur dann genehmigungsbedürftig, wenn Phosphorite als Ausgangsstoffe eingesetzt werden. Das in der Natur vorkommende tertiäre Calciumphosphat $Ca_3(PO_4)_2$ ist in Wasser praktisch unlöslich und wird von der Pflanze deshalb kaum aufgenommen. Es muß daher erst in das primäre Calciumphosphat $Ca(HPO_4)_2$ umgewandelt werden. Dies geschieht durch Aufschließen des Rohphosphats mit halbkonzentrierter Schwefelsäure. Hierbei fällt mit dem Gips auch das im Rohphosphat enthaltene Radium als Sulfat aus.

Baustoff	spezifische Aktivität in Bq/g		
	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
Naturgips	0,07 (0,04-0,3)	0,01 (0,004-0,01)	0,02 (0,004-0,07)
Chemiegips aus Apatit	0,04	0,02	0,06 (0,04-0,07)
Chemiegips aus Phosphorit	0,11 (0,04-0,3)	0,56 (0,3-1,1)	0,02 (0,004-0,14)

Tab. 5: Natürliche radioaktive Stoffe in Gips

6. Herstellung von Baustoffen

Vielfach werden industrielle Abfallstoffe als Bindemittel oder Zuschläge bei der Baustoffherstellung verwendet. Aus einer größeren Anzahl von Proben /3/ sind für einige Baustoffe spezifische Aktivitäten bestimmt worden.

6.1 Gips

Gips wird in Form verschiedener Fertigungserzeugnisse in zunehmendem Maße für den Innenausbau verwendet. Je nach Herkunft des Gipses kann der Gehalt an natürlichen radioaktiven Stoffen recht unterschiedlich sein. In Tabelle 5 sind Mittelwerte für spezifische Aktivitäten angegeben. Die eingeklammerten Werte machen die Schwankungsbreite deutlich.

6.2 Schlackensteine

Feingemahlene Schlacke aus Hochöfen wird besonders im Saargebiet als Zuschlag bei der Herstellung von Betonsteinen verwendet. Durch die in der Schlacke enthaltenen natürlichen radioaktiven Stoffe weisen Schlackensteine höhere spezifische Aktivitäten für Ra-226 und Th-232 auf, was sich auch in der regional unterschiedlichen Strahlenbelastung in Wohnhäusern bemerkbar macht. So kann die spezifische Aktivität für Ra-226 zwischen 0,02 und 0,74 Bq/g und für Th-232 zwischen 0,02 und 0,21 Bq/g liegen.

6.3 Natursteine

Auch in Mauersteinen aus Naturprodukten können die natürlichen radioaktiven Stoffe unterschiedlich stark angereichert sein. So sind im rheinischen Bims die bislang in herkömmlichen Baustoffen höchsten spezifischen Aktivitäten nachgewiesen worden. Sie liegen für Ra-226 zwischen 0,02 und 0,2 Bq/g und für Th-232 zwischen 0,03 und 0,24 Bq/g.

Baustoffe können nicht als Erzeugnisse zur Verwendung im häuslichen Bereich nach § 4 Abs. 3 Nr. 2e) eingestuft werden, da sonst auf Grund der Überschreitung des Grenzwertes der spezifischen Aktivität von 0,37 Bq/g für die Errichtung das Bewohnen oder Abreißen eines etwa aus rheinischem Bims errichteten Hauses eine Genehmigung nach § 3.1 der Strahlenschutzverordnung erforderlich wäre. Baustoffe sind also als Erzeugnisse anzusehen, mit denen im beruflichen Bereich umgegangen wird. Bauschutt muß dann als radioaktiver Abfall nach § 47 StrlSchV beseitigt werden, wenn seine spezifische Aktivität das 10^{-4}-fache der Freigrenzen der Anlage IV Tabelle IV 1 Spalte 4 je Gramm überschreitet. Die Beseitigung von Bauschutt bedarf da-

her stets dann einer Genehmigung nach § 3 (1), wenn seine spezifische Aktivität das 10^{-4}fache der Freigrenzen der Anlage IV Tabelle IV 1 Spalte 4 je Gramm übersteigt. Dies wird in vielen Fällen bei Bims- oder Schlackensteinen der Fall sein.

Literatur

/1/ Zerlett/Kramer:
Strahlenschutzverordnung, Kommentar zur Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen
Verlag W. Kohlhammer, Deutscher Gemeindeverlag, 1977

/2/ Kolb, W.:
Radioaktive Stoffe in Flugaschen aus Kohlekraftwerken
PTB-Mitteilungen 89 (1979), S. 77

/3/ Der Bundesminister des Innern:
Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung
Jahresbericht 1976

EINE NEUARTIGE MESSEINRICHTUNG ZUR ÜBERWACHUNG DES KONVENTIONELLEN MÜLLS AUF DIE UNBEABSICHTIGTE BEIGABE VON RADIOAKTIVEN STOFFEN

B. Rodenbäck

Kernforschungsanlage Jülich GmbH

Kurzfassung

Seit vielen Jahren werden die konventionellen Abfälle der Kernforschungsanlage Jülich vor Abgabe an eine öffentliche Deponie auf unbeabsichtigte Beigaben radioaktiver Stoffe überprüft. Diese Prüfung wurde bisher von einem Strahlenschutztechniker vorgenommen. Vor kurzem wurde eine automatische Prüfeinrichtung in Betrieb genommen. Kernstück dieser Prüfeinrichtung ist eine Szintillatorsonde. Die Empfindlichkeit und Richtungsabhängigkeit der Sonde gegenüber verschiedenen Nukliden ließ die Eignung für die Überwachung konventioneller Abfälle in Stahlcontainern erkennen. Dazu wurde eine passende Mechanik entwikkelt.

Die für den Abfalltransport vorgesehenen Container stehen in einer Containergrube, über die eine Draisine auf Gleisen hinwegfährt. An der Vorderseite dieser Draisine sind zwei Gamma-Sonden befestigt. Bei Aktivitätsfreiheit wirft die Anlage einen Prüfvermerk in Form einer parkscheinähnlichen Karte aus. Während des gesamten Meßvorganges verhindert eine Schranke das Ausfahren der Container. Sind radioaktive Bestandteile enthalten, blockiert diese Schranke weiterhin die Ausfahrt. Gleichzeitig ertönt ein Signal und löst eine Überprüfung des beanstandeten Behälters aus.

Abstract

For many years the conventional wastes of the Jülich Nuclear Research Center have been monitored for unintentional additions of radioactive material before being transferred to a public garbage pit. This monitoring has been performed by a health physics aide. Recently an automatic monitoring device was installed. The main piece of this testing device is a scintillator probe. The sensitivity and directional independence of the probe for different nuclides showed its suitability for monitoring conventional waste in steel containers. For this purpose an appropriate mechanism was designed.

The containers intended for waste transport are standing in a container pit over which a trolley on rails is passing. On the

front part of the trolley, there are mounted two gamma-probes. If there is detected no activity the device ejects a test note in the form of a card, similar to a parking ticket. During the whole measuring procedure, a barrier prevents the container to be moved out. If radioactive constituents are present, the barrier will continue to block the removal. At the same time a signal is given leading to inspection of the refused container.

1. Einführung

Seit Jahren werden konventionelle Abfälle der Kernforschungsanlage Jülich vor Abgabe an eine öffentliche Deponie auf unbeabsichtigte Beigaben radioaktiver Stoffe überprüft. Hier war uns schon immer Verpflichtung, jede unnötige Strahlenexposition oder Kontamination von Personen, Sachgütern oder der Umwelt zu vermeiden, so wie es im § 28/2 der neuen Strahlenschutzverordnung gefordert wird.

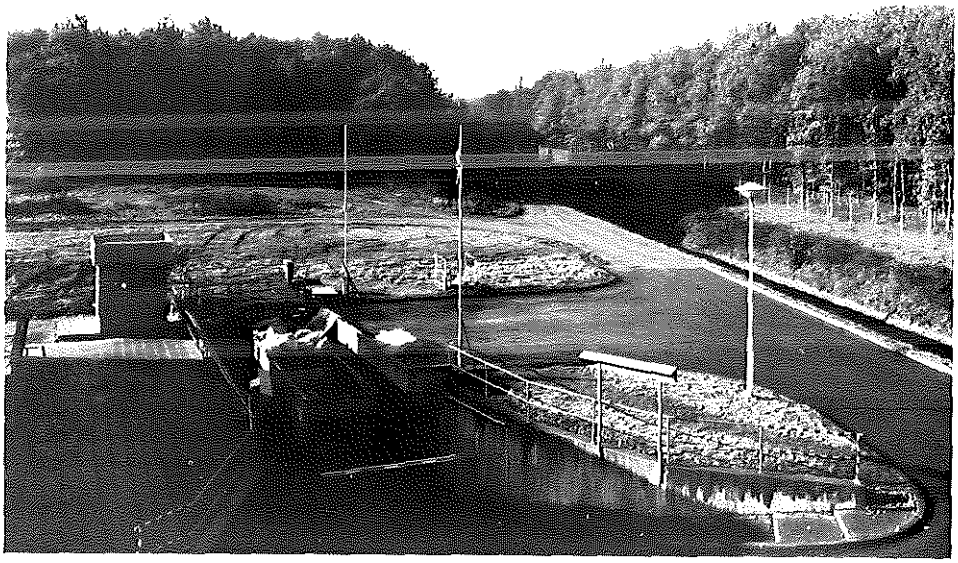
Bevor die hier im folgenden besprochene Meßeinrichtung bestand, wurde durch einen Strahlenschutztechniker eine stellenweise recht schwierige und auch nicht immer sehr hygienische Methode der Handmessung an den Abfallcontainern vorgenommen.

Anläßlich einer Tagung des Fachverbandes Strahlenschutz erhielten wir Kenntnis von einer Szintillatorsonde, deren Empfindlichkeit und Richtungsabhängigkeit gegenüber verschiedenen Nukliden die Eignung für die Überwachung konventioneller Abfälle in Stahlcontainern erkennen ließ. Es galt eine dazu passende Mechanik zu entwickeln, die letzten Endes die vollautomatische Überwachung solcher Abfälle auf die unbeabsichtigte Beigabe von radioaktiven Stoffen ermöglichen würde.

Wir haben eine solche Anlage entwickelt. Sie fährt auf Knopfdruck selbständig die Müllcontainer ab und führt eine Strahlenmessung durch. Bei Aktivitätsfreiheit stellt die Anlage einen Prüfvermerk aus; sind radioaktive Bestandteile in einem Container vorhanden, so blockiert sie automatisch die Abfahrt der Container durch eine geschlossene Schranke. Gleichzeitig ertönt in den entfernt liegenden Arbeitsräumen der Strahlenschutzgruppe ein Hupsignal und löst eine Überprüfung des oder der beanstandeten Container aus.

2. Beschreibung der Anlage

Die für den Abfalltransport vorgesehenen 8 m^3 Container stehen in einer Containergrube (Bild 1 und 1a), über die eine Draisine auf Gleisen hinwegfahren kann. An der Vorderseite dieser Draisine sind zwei der erwähnten Gamma-Sonden befestigt (Bild 2). Es handelt sich um Sintillatoren mit je einem 110 mm Ø NaJ(Tl)-Kristall in spritzwasserdichter Ausführung. Diese werden durch einen, mit einer Fahrabschaltautomatik ver-



KFA TD-S	**Müllüberwachungsanlage** Gesamtansicht	Ro 79
		101

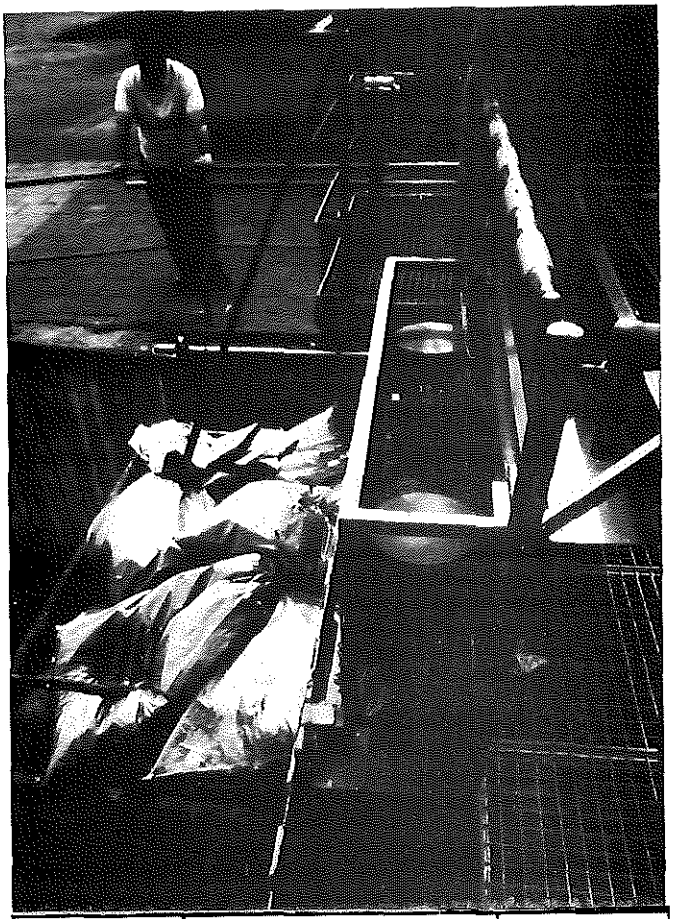
Bild 1

KFA TD-S	**Müllüberwachungsanlage** Draisine mit Gamma-Sonden	Ro 79
		101 a

KFA 45.24 - 64

Lagernummer 101.08.363

Bild 1a



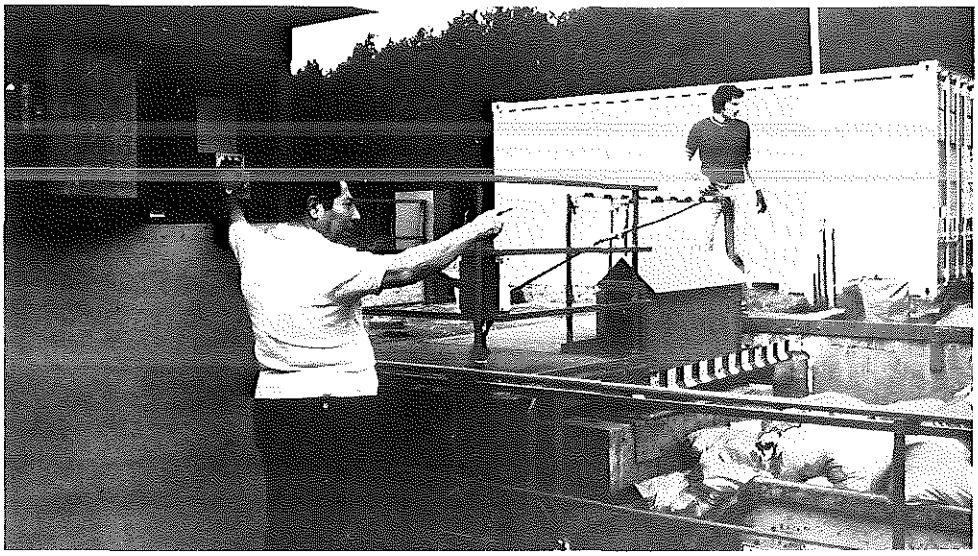
KFA TD-S	Müllüberwachungsanlage Gamma-Sonden	Ro 79 / 102

KFA 45.24 - 69

Lagernummer 101.08.368

Bild 2

sehenen Räumer gegen Beschädigung durch aus dem Müll herausragende sperrige Gegenstände geschützt (Bild 3). Eine an der Einfahrt der Containergrube installierte bewegliche Schranke verhindert eine Ausfahrt der Container so lange, bis die Meßeinrichtung die Container abgefahren und die Aktivitätsfreigabe in Form einer parkscheinähnlichen Karte ausgeworfen hat (Bild 4). Jetzt öffnet sich die Schranke und das Containerfahrzeug kann zwecks Aufladung in die Grube einfahren. Überschreitet die registrierte Aktivität einen fest eingestellten Schwellwert, bleibt die Grube gesperrt. Die Container müssen dann geleert und das radioaktive Gebinde sichergestellt werden.

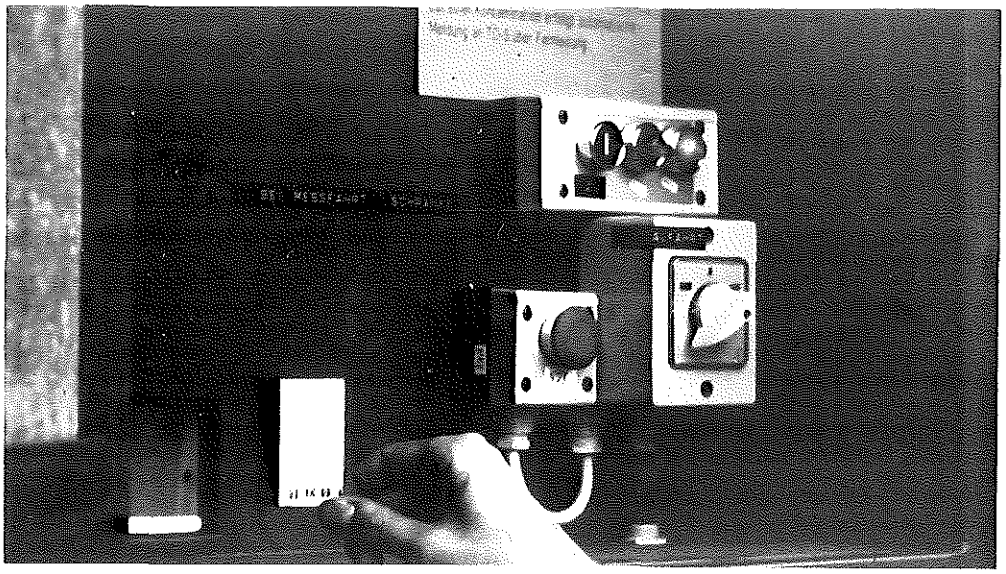


KFA TD-S	Müllüberwachungsanlage Räumer	Ro 79 103

KFA 45.24 - 64

Lagernummer 101.08.363

Bild 3



KFA TD-S	Müllüberwachungsanlage Freigabebescheinigung	Ro 79 104

KFA 45.24 - 64

Lagernummer 10108.363

Bild 4

Die gesamte Elektronik dieser Meßeinrichtung - Ratemeter, Fahrelektronik, Kartenautomat - befindet sich in einem sog. Meßhaus neben der Containergrube. Winterliche Einflüsse auf die Elektronik werden durch eine thermostatgesteuerte Elektroheizung im Meßhaus ausgeschaltet. Die Szintillatoren an der Draisine selbst sind nur gegen große Temperatursprünge empfindlich, die in unseren Breiten nicht üblich sind.

3. Einfluß der Betonummauerung des Containergrabens auf den Strahlenpegel

Die ursprüngliche Konzeption der Überwachungsanlage sah als Aufstellort eine beidseitig durch Schranken gesicherte Prüfstrecke vor, in die das beladene Containerfahrzeug einfahren sollte. Einfahrts- und Ausfahrtsschranken sollten dabei durch eingegrabene Induktionsschleifen gesichert werden. Somit würde gewährleistet, daß beim Vorhandensein radioaktiver Bestandteile im Müll automatisch über eingestellte Warnschwellen die Schranken blockiert und unkontrollierte Abfuhren verhindert werden. Eine bereits vorhandene Containergrube gab den Anlaß zur Änderung des Konzepts.

Nun ist bekannt, daß Baustoffe einen mehr oder weniger hohen Strahlenpegel aufweisen. Es interessierte in diesem Zusammenhang der Einfluß der betonierten Containergrube auf das Meßergebnis. Zur näheren Bestimmung wurde deshalb einer der leeren Container aus der Grube entfernt und nur ein leerer Container belassen. Bild 5 zeigt deutlich die abschirmende Wirkung des ca. 6 mm starken Containerblechs. Die hier bestimmte Impulsrate mit im Mittel 246 Ips stieg im containerfreien Teil der Grube auf 331 Ips an.

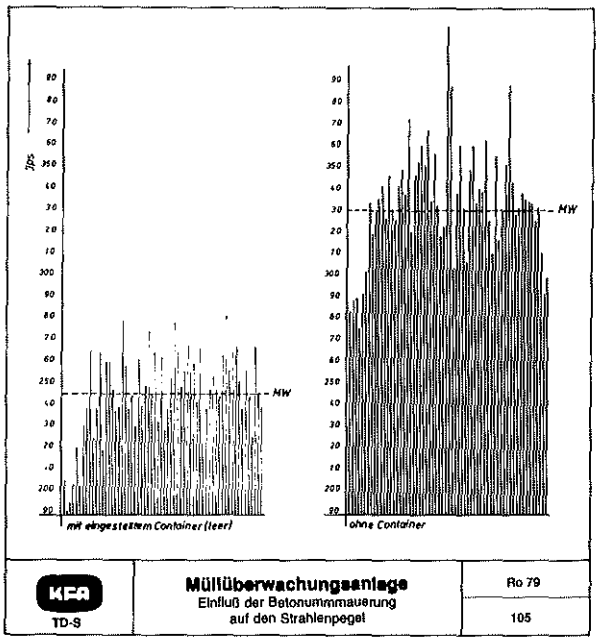


Bild 5

Demnach kann nur bei eingestellten Containern eine Messung erfolgen, da anderenfalls die eingestellte Warnschwelle des Ratemeters zu niedrig angesetzt ist und damit anspricht. Bild 6 zeigt als Beispiel die Meßwerte einer Fahrt über zwei gefüllte Container, die frei von Aktivität waren.

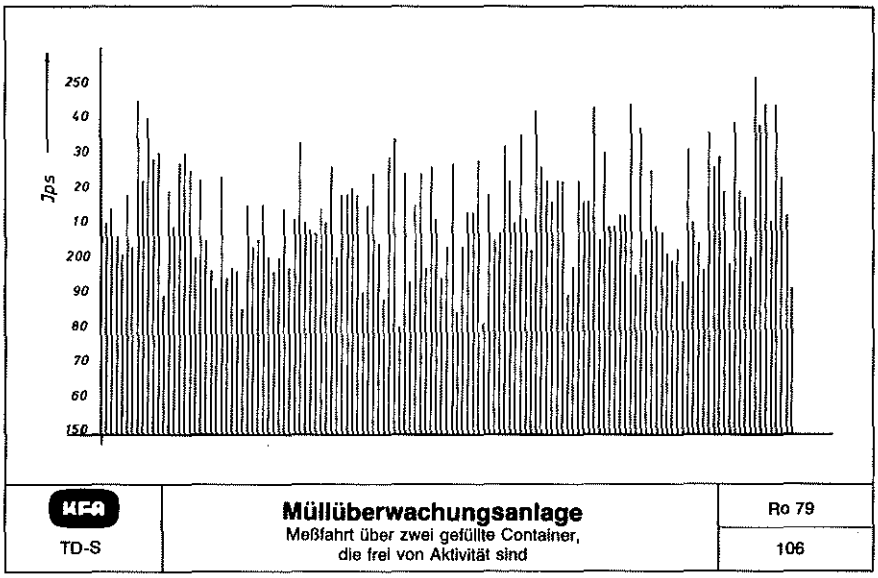


Bild 6

Die weitere Einwirkung eines Fremdpegels wurde durch eine seitliche Abschirmung der Szintillatoren mit Bleiblech ausgeschaltet. Naturgemäß sind mit unterschiedlichen Bleidicken unterschiedliche Abschirmergebnisse erzielt worden. Eine 10-mm-Bleiabschirmung ergab schließlich eine Absenkung von im Mittel 328 Ips auf 228 Ips (Bild 7).

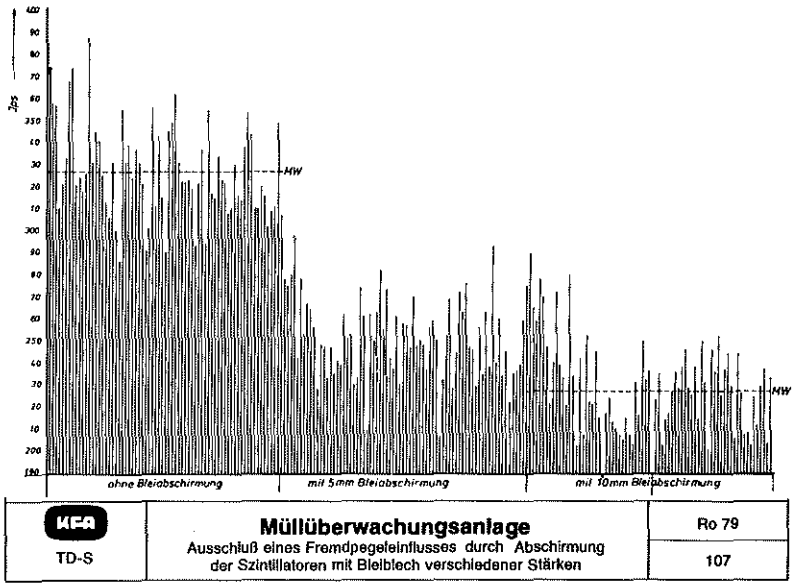


Bild 7

4. Wirkungsgrad der Anlage

Die Meßeinrichtung wurde mit drei verschiedenen Eichpräparaten getestet, und zwar mit

Sr/Y-90
Cs-137
Co-60

Die Eichung erfolgte in der Art und Weise, daß eine dünne Papptrommel, die jeweils eins der genannten Präparate enthielt, direkt u n t e r die Schräge eines leeren Containers gelegt wurde, wobei das Containerblech ca. 6 mm stark war. Mittels Draisine fuhren die Gammasonden über die Container und damit über das ausgelegte Eichpräparat. Das Containerblech simulierte gleichzeitig die abschirmende Wirkung des normalerweise bei der Messung im Container befindlichen Abfalls. Der Wirkungsgrad der Anlage ist auf Grund der Ratemeter-Dämpfung geschwindigkeitsabhängig. Insgesamt legt die Draisine bei zwei eingestellten Containern in fünf Minuten einen Weg von 10 m (2 m/min) zurück, wobei die Ratemeter-Dämpfung 10 sec beträgt.

Die Bestimmung des Wirkungsgrades der Anlage unter Beachtung der "zuverlässigen Schwankungsbreite" 4 σ ergab die folgenden kleinsten nachweisbaren Aktivitäten, und zwar:

- für Sr/Y-90 109,0 µCi Sr/Y-90
- für Cs-137 2,5 µCi Cs-137
- für Co-60 1,1 µCi Co-60

Es liegt in der Natur der Sache, daß sich für die verschiedensten Isotope die Nachweisempfindlichkeit in unterschiedlicher Weise mit dem Abstand des Eichpräparates von der Sonde ändert. Sie verbessert sich z.B.

- beim Sr/Y-90 um den Faktor 8
- beim Cs-137 um den Faktor 5
- beim Co-60 um den Faktor 5

wenn die Aktivität nicht in einem Abstand von 2,50 m auf dem Containerboden, sondern in ca. 50 cm Abstand von der Sonde gemessen wird.

Damit wird die kleinste nachweisbare Aktivität

- für Sr/Y-90 ca. 25,0 µCi
- für Cs-137 ca. 0,3 µCi
- für Co-60 ca. 0,14 µCi

Das bedeutet, daß im günstigsten Fall bei Cs-137 und Co-60 die Freigrenzen von $1 \cdot 10^{-7}$ Ci nahezu eingehalten werden können.

5. Zusammenfassung

Die geführten Untersuchungen ergeben eine günstige Nachweisempfindlichkeit der beschriebenen Meßeinrichtung. Sie hängt zwar von der Lage der Aktivität im Container ab. Auch spielt der Abschirmeffekt des darüberliegenden Mülls eine gewisse Rolle. Trotzdem können bei γ-Strahlen Aktivitäten im Bereich der Freigrenzenmengen nachgewiesen werden.

Unsere Versuchsausführung, wobei wir die Eichpräparate unterhalb des Containers anbrachten, stellte den ungünstigsten Fall einer Messung dar. Die weiteren Messungen, bei denen wir die Abstandseinflüsse einer im Container befindlichen Aktivität zur Sonde untersuchten, erbrachten wesentlich günstigere Ergebnisse.

Die hier beschriebene Anlage ist jetzt ca. 1/2 Jahr in Betrieb. Auch während des strengen Winters 1978/79 mit Temperaturen um minus 20° C erfüllte sie voll die Erwartungen. Für die Mitarbeiter der Strahlenschutzgruppe stellt sich am Ende nicht nur eine qualitativ bessere Ausmessung der Container auf Aktivität dar, auch die sonst bei Besehungen und eventuellen Probennahmen bzw. Umschichtungen auftretenden physische, psychischen und gesundheitlichen Aspekte entfallen.

Die unbeabsichtigte Weitergabe radioaktiver Stoffe im konventionellen Müll kann daher in der Kernforschungsanlage Jülich weitgehendst ausgeschlossen werden.

Literatur

- Becker, A., und B. Rodenbäck:
  Eine neuartige Meßeinrichtung zur Überwachung des konventionellen Mülls auf die unbeabsichtigte Beigabe von radioaktiven Stoffen
  KFA-TD-S-IB-1/79

BERECHNUNG DER BETA-DOSISLEISTUNGEN ÜBER EBENEN FLÄCHEN

D. Platthaus

Rheinisch-Westfälischer Technischer Überwachungs-Verein e.V., Essen

Kurzfassung

Bei der Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung kerntechnischer Anlagen wird der Beitrag der Beta-Bodenstrahlung nicht berücksichtigt. Dieses liegt zum Teil daran, daß die am Boden abgelagerten radioaktiven Stoffe von der Erdkrume bedeckt werden, die für Beta-Strahlen praktisch undurchlässig ist. Beim Umgang mit radioaktiven Abfällen in Gebäuden sollte man wegen der im allgemeinen dort anzutreffenden glatten Oberflächen bei Flächenkontaminationen die Beta-Dosisleistung auch rechnerisch erfassen können.

Ausgehend von einer geeigneten mathematischen Darstellung der energieabhängigen Beta-Dosisleistungsverteilung einer Punktquelle, wurde ein geschlossener Ausdruck für die Beta-Dosisleistung über einer gleichmäßig kontaminierten ebenen Fläche als Funktion von der Beta-Energie und der Höhe des Aufpunktes über der Fläche entwickelt.

Es werden einige Rechenergebnisse erläutert.

Abstract

If the radiation exposure in the environment of nuclear facilities is calculated, the contribution of the beta radiation from the ground is not acounted for. This is due partly to the radioactive material deposited on the ground being covered by surface soil which is practically impermeable for beta radiation. If radioactive wastes are handled in buildings, it should also be possible to evaluate by calculation the beta dose rate, because in case of surface contaminations there are generally found smooth surfaces.

Starting from a suitable mathematical representation of the energy-dependent distribution of dose rate for a point source, there was established an analytical expression for the beta dose rate resulting from a uniformly contaminated plane surface as a function of beta energy and height of the point of interest above the surface.

Some results of calculation are explained.

1. Einleitung

Bei der Ermittlung von Strahlenexpositionen an Aufpunkten über kontaminierten Oberflächen wird normalerweise der Beitrag der Beta-Strahlung gegenüber dem der Gamma-Strahlung vernachlässigt, wobei einer der Gründe dieser Vernachlässigung die Tatsache ist, daß die strahlenden Partikel meistens in Spalten oder dicht unter den Oberflächen sitzen und die Beta-Strahlen wegen ihrer geringen Reichweite in Materie vom Aufpunkt praktisch abgeschirmt sind.

Der Umgang mit radioaktiven Stoffen in dem Rahmen, den diese Sitzung behandelt, erfolgt im allgemeinen in Räumen mit dekontaminierbaren Böden, Wänden und Decken. Die Ablagerung luftgetragener Aktivitäten erfolgt also auf relativ ebenen Flächen, die zudem, wenn man an Wände und vorbeigehende Personen denkt, von unbedeckten Hautflächen nicht weit entfernt sind. Es könnte also wünschenswert sein, bei Annahmen über bestimmte Kontaminationslagen in diesen Räumen die Beta-Dosisleistung zu berechnen. Daß die Beta-Strahlung in solchen Fällen beachtet werden sollte, zeigt z.B. der in /1/ beschriebene Fall einer Kontaminationslage in einem Lager für radioaktive Stoffe, wo die Beta-Dosisleistung in 1 m Entfernung über den kontaminierten Oberflächen erheblich über der Gamma-Dosisleistung lag.

Zur Berechnung der Beta-Dosisleistung wurde eine Methode entwickelt, die einen relativ einfachen geschlossenen Ausdruck zur Bestimmung der Dosisleistung als Funktion der Beta-Quellenergie und der Entfernung des Aufpunkts über der Fläche benutzt.

In diesem Vortrag wird nur über diese Rechenmethode referiert. Das weitläufige Gebiet der Beta-Dosimetrie wird z.B. in einer Schrift des Fachverbandes /2/ behandelt.

2. Bisherige Arbeiten

Valley et al. beschrieben in Health Physics 26 (1974) 4.295 /3/ die Darstellung der Beta-Dosisleistung einer Punktquelle in Luft als Funktion der Beta-Quellenergie oder des Nuklids und des Abstands z von der Quelle durch eine Potenzreihe:

$$\dot{D}_{i(b)} = \frac{\sum_{\nu=0}^{10} a_{i\nu} \left(\frac{b}{Z_{i,90}}\right)^{\nu}}{4\pi b^2 \, Z_{i,90} \cdot \rho} \cdot A_i . n_i . k . \bar{E}_i \qquad (1)$$

$a_{i\nu}$	Koeffizient
b	Entfernung des Aufpunkts von der Quelle (cm)
$Z_{i,90}$	Entfernung von der Quelle, bei der 90 % der Beta-Energie in Luft absorbiert sind (cm)
ρ	Luftdichte (g/cm^3)

i Index der Quellenergie bzw. des Nuklids
A_i Quellstärke (Zerfälle/s)
n_i Anzahl der Betas pro Zerfall
$\bar{E}_i$ mittlere Beta-Energie (MeV)
k $1{,}60\ Z \cdot 10^{-8}$ g rad/MeV

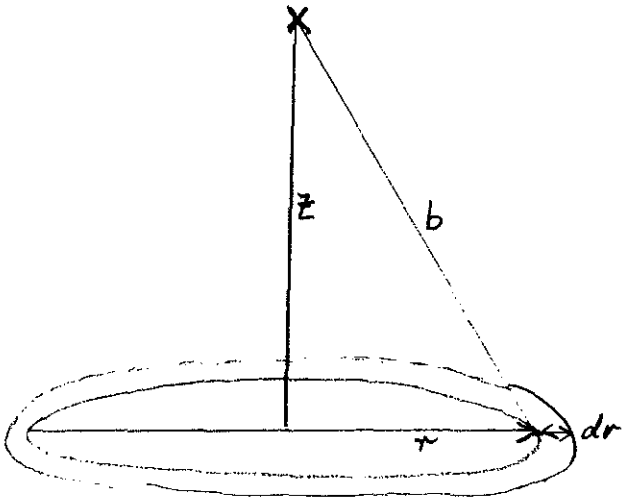
Mit dieser Darstellung paßten die Autoren die Koeffizienten $a_{i\nu}$ an gemessene Dosisleistungswerte an. Die Abweichungen der durch (1) berechneten Dosisleistungen von den gemessenen liegen unter 5 % /3/.

3. Eigene Überlegungen

Betrachtet man einen Aufpunkt über einer mit einer gleichmäßigen Aktivitätsdichte A belegten Fläche, so kann die Beta-Dosisleistung aus dem Kreisring zwischen r und r+dr dargestellt werden als

$$\dot{dD}_{i,F} = A_{i,F} \cdot n_i \cdot k \cdot \bar{E}_i \cdot \frac{\sum_{\nu=0}^{10} a_{i\nu} \left(\frac{b}{Z_{i,90}}\right)^{\nu}}{4\pi b^2 \, Z_{i,90} \cdot \rho} \cdot 2\pi r \, dr \quad \text{rad/s} \qquad (2)$$

mit $A_{i,F}$ Flächendichte (Zerfälle/s/cm²)



Skizze zu (2)

Mit rdr = bdb und (1) erhält man

$$\dot{dD}_{i,F} = \frac{A_{i,F} \cdot n_i \cdot \bar{E}_i \cdot k}{2\rho Z_{i,90} \cdot b} \sum_{\nu=o}^{10} a_{i\nu} \left(\frac{b}{Z_{i,90}}\right)^{\nu} db \text{ rad/s} \qquad (3)$$

Integration über b bis zur maximalen Reichweite Ri ergibt

$$\dot{D}_{i,F}(Z) = \frac{a_{io} \cdot \ln\left(\frac{Ri}{Z}\right) + \sum_{\nu=1}^{10} \frac{a_{i\nu}}{\nu \cdot Z_{i,90}^{\nu}} (R_i^{\nu} - Z^{\nu})}{2\rho \; Z_{i,90}} \cdot A_{i,F} \cdot n_i \cdot \bar{E}_i \cdot k \text{ rad/s} \qquad (4)$$

$a_{i\nu}$ aus /3/; $Z_{i,90}$ aus /5/
Z Höhe des Aufpunkts über der Fläche (cm)
Ri Maximale Reichweite der Beta-Strahlung (cm)

4. Ergebnisse

Mit /4/ wurden für einige Energien und Abstände über einer als gleichmäßig kontaminiert angenommenen Fläche Dosisfaktoren (rad/s/Ci/m^2) berechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 dargestellt. Mit in Tabelle 1 aufgenommen sind die entsprechenden Beta-Dosisfaktoren, die man bei Benutzung des indischen Abluftpapiers /4/ (Integration über Loevingers Formel) erhält.

5. Zusammenfassung

Die erhaltenen Ergebnisse lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- Bei Annäherung an ebene kontaminierte Wände liegen die Beta-Dosisleistungen beträchtlich über den Gamma-Dosisleistungen.
- Die Zusammensetzung des Nuklidgemisches spielt eine sehr große Rolle auf die Beta-Dosisleistungen in bestimmten Entfernungen.
- Die in /4/ verwendete Formel bringt andere Ergebnisse.

Es zeigt sich, daß die mit Loevingers Formel /4/ berechneten Dosisfaktoren im Energiebereich unterhalb 0,5 MeV Maximalenergie, besonders in größeren Entfernungen, erheblich unter den nach der hier vorgestellten Methode berechneten Werten liegen.

max. β-Energie [MeV]	Dosisfaktor/rad/s/Ci/m^2 beim Abstand von ebener Fläche von					
	15 cm		50 cm		75 cm	
	nach /4/	diese Arbeit	nach /4/	diese Arbeit	nach /4/	diese Arbeit
0,2	1,1 (-4)	1,0 (-2)	-	-	-	-
0,5	5,2 (-2)	9,0 (-2)	4,4 (-4)	1,2 (-2)	1,4 (-5)	1,2 (-3)
1,0	0,25	0,14	2,5 (-2)	5,5 (-2)	7,0 (-3)	3,0 (-2)
2,0	0,24	0,17	0,10	0,1	6,3 (-2)	6,5 (-2)

Tab. 1: Dosisfaktoren für β-Strahlung über ebenen Flächen

Literatur

/1/ Wheatley, R.M.:
Beta Doses in Contaminated Areas
Health Physics 12 (1966) 864

/2/ Betadosimetrie-Probleme und Tendenzen
FS-3, Würenlingen (KfK 2185, Karlsruhe)

/3/ Valley, I.F., A.P. Kushelevsky und P. Lerch:
A Method for the Calculation of Beta-Ray Dose
Health Physics 26 (1974) 4,295

/4/ Shirvaikar, V.V., und V. Abrol:
Manual of Dose Evaluation from Atmospheric Releases
BARC/I-503, Bombay, 1978

/5/ Berger, M.J.:
Beta-Ray Dose in Tissne-Equivalent Material
Immersed in a Radioactive Cloud
Health Physics 26 (1974) 1,1

EIN VERFAHREN ZUR PRÜFUNG DER DEKONTAMINIERBARKEIT VON OBERFLÄCHEN

T. Tamberg

Bundesanstalt für Materialprüfung (BAM), Berlin

Kurzfassung

Nachdem im November 1977 DIN 21 415 Teil 1 "Verfahren zur Prüfung der Dekontaminierbarkeit" wegen aufgetretener Schwierigkeiten zurückgezogen worden war, wurde in der Bundesanstalt für Materialprüfung ein neues Prüfverfahren als Grundlage eines verbesserten Normentwurfs entwickelt. Darin wird folgende Methode zur Ermittlung der Dekontaminierbarkeit beschrieben:

Auf der zu prüfenden Oberfläche wird ein kreisförmiger Fleck mit einem Durchmesser von 4 cm durch eine zweistündige Zwangsbenetzung mit einer Radionuklidlösung (Co-60 und Cs-137) kontaminiert. Unmittelbar nach Ende der Kontaminationsphase beginnt eine dreistufige Dekontamination, bei der in wohldefinierter Weise nacheinander die Dekontaminationsmittel Wasser, saure Tensidlösung und 1molare HCl angewandt werden. Der Dekontaminationsfaktor (DF) ergibt sich als der Quotient aus der Impulsrate der zur Kontamination eingesetzten Radionuklidmenge und der jeweiligen Restimpulsrate nach einem Dekontaminationsschritt. Über eine vierstufige Tabelle gewinnt man aus dem DF-Wert, der nach Dekontamination mit HCl erhalten wurde, eine Beurteilung der Dekontaminierbarkeit nach sehr gut, gut, mäßig oder schlecht.

Rundexperimente an 14 Materialien unter Beteiligung von 3 Prüfstellen ergaben völlige Übereinstimmung der Beurteilung in 10 Fällen, Abweichungen um eine Bewertungsstufe in 3 Fällen und eine Abweichung um zwei Bewertungsstufen in nur einem Fall.

Abstract

After DIN 21 415, Part 1, "Method of Testing the Decontaminability of Surfaces" was withdrawn in November 1977 because difficulties have occurred, a new testing method was developed in the BAM as a basis for an improved draft standard. In the draft, the following method of determining the suitability for decontamination is described:

On the surface to be tested a circular patch with a diameter of 4 cm is contaminated by means of forced wetting with a solution of radionuclides (Co-60 and Cs-137) for two hours. Immediately following the contamination phase, there is begun a

three-stage decontamination for which there are applied in well-defined manner successively the decontamination agents water, acid tenside solution and 1-molar HCl. The decontamination factor (DF) is obtained as the quotient of the count rate for the amount of radionuclides used for contamination and the residual count rate after each step of decontamination respectively. By means of a four-stage table there is obtained from the DF value received after decontamination by HCl an estimation of the decontaminability according to the classification very good, good, mediocre or bad.

Intercomparison experiments on 14 materials in which 3 testing stations took part, showed complete agreement of results in 10 cases, variations of the estimation by one stage of classification in three cases and a disparity by two stages of classification in only one case.

1. Einführung

Die Verwendung leicht dekontaminierbarer Oberflächenmaterialien in den Bereichen Kerntechnik, Medizin, Forschung und Militärtechnik hat eine hohe Bedeutung für den Strahlenschutz der beteiligten Personen. Dies gilt in manchen Fällen bereits unter normalen Betriebsbedingungen, besonders aber unter den Bedingungen von Störfällen.

Kunze und Lösch /1/ haben in einer kürzlich veröffentlichten Zusammenstellung die Ergebnisse ihrer Dekontaminierbarkeitsuntersuchungen auf der Grundlage des sogenannten "Karlsruher Verfahrens" im Zusammenhang kommentiert. Sie können dabei auf Prüfergebnisse an nicht weniger als 600 Oberflächenmaterialien zurückgreifen, die nahezu alle in Frage kommenden Bereiche abdecken. Beim Studium dieser Veröffentlichung entsteht leicht der Eindruck, daß die Auswahl gut dekontaminierbarer und auch sonst geeigneter Oberflächenmaterialien für die einzelnen Bereiche auf der Basis akzeptierter Prüfverfahren und in objektiver, vergleichbarer und reproduzierbarer Weise nur noch eine Routineangelegenheit sei. Bedauerlicherweise trügt dieser Eindruck, und dies läßt sich feststellen, ohne die Bedeutung des von Kunze und Lösch zusammengetragenen Datenmaterials herabsetzen zu wollen. Es ist von Bedeutung für die Beurteilung allgemeiner Abhängigkeiten zwischen Materialtyp und -beschaffenheit einerseits und der Dekontaminierbarkeit andererseits.

Zur Erläuterung der Situation muß auf die Tätigkeit des Arbeitsausschusses 2.6 im Normenausschuß Kerntechnik eingegangen werden, der im Dezember 1976 unter wesentlicher Beteiligung von S. Kunze die Norm "Verfahren zur Prüfung der Dekontaminierbarkeit", DIN 25 415, Teil 1, erarbeitet hatte. Diese Norm wurde als Verbesserung des erwähnten "Karlsruher Verfahrens" aufgefaßt und enthielt einige wichtige Elemente dieser Methode.

Als in der Bundesanstalt für Materialprüfung im Rahmen der Übernahme der routinemäßigen Prüftätigkeit auf dem Gebiet der Dekontaminierbarkeit vom Kernforschungszentrum Karlsruhe ein

erster Versuch zur Anwendung der Norm gemacht wurde, ergaben sich ernste Schwierigkeiten. Bei genauer Analyse ließen sich diese auf ungenaue bzw. fehlerhafte Teile der Normvorschrift zurückführen. So wurde unter anderem gezeigt, daß Ruthenium als Bestandteil der Kontaminationslösung unter den angegebenen Bedingungen nicht in Lösung gehalten werden kann. (Dies gilt gleichermaßen für das "Karlsruher Verfahren".) Eine eingehende Diskussion der aufgezeigten Schwachstellen der Norm durch den zuständigen Ausschuß führte zunächst zu einem Rundexperiment auf der Basis einer geringfügig geänderten Vorschrift und nach dessen negativem Ausgang schließlich zu einer Zurückziehung der Norm im November 1977.

2. Entwicklung eines neuen Prüfverfahrens

2.1 Neuer Normentwurf DIN 21 415

Als Ergebnis der sofort danach eingeleiteten Arbeiten zur Entwicklung eines verbesserten Prüfverfahrens liegt jetzt ein neuer Normentwurf für DIN 21 415, Teil 1, vor, dessen Einspruchsphase bereits abgelaufen ist und der Anfang 1980 als Vornorm erscheinen soll /2/. In diesem Normentwurf wird das folgende Verfahren beschrieben:

Auf der zu prüfenden Oberfläche wird ein kreisförmiger Fleck mit einem Durchmesser von 4 cm durch eine zweistündige Zwangsbenetzung mit einer Radionuklidlösung kontaminiert. Die Zwangsbenetzung erfolgt unter Verwendung eines sogenannten Kontaminationsblockes aus Acrylglas (Bild 1), der auf die zu untersuchende Oberfläche gesetzt wird. Durch die zentrale Bohrung wird mit einer Pipette so lange Kontaminationslösung gedrückt, bis sich zwischen dem Probekörper und der um 0,5 mm vertieft gedrehten Stirnfläche ein geschlossenes Flüssigkeitspolster gebildet hat. Die Kontaminationslösung enthält Co-60 und Cs-137 in solchen Konzentrationen, daß ein eingedampftes 100-µl-Aliquot in dem für die Prüfung vorgesehenen Kernstrahlungsdetektor eine Impulsrate von 200 000 bis 300 000 min^{-1} hervorruft. Beide Radionuklide sollen zu gleichen Teilen zu dieser Impulsrate beitragen. Die Kontaminationslösung ist 10^{-4} molar an Salpetersäure und 10^{-5} molar an Kobalt und Caesium.

Nach Ende der Kontaminationsphase wird der Großteil der Lösung durch den Kontaminationsblock abgesaugt. Der Block wird sodann vorsichtig abgehoben, und große Tropfen der Lösung werden ohne Berührung der Prüfkörperoberfläche abgesaugt. Unmittelbar danach beginnt eine dreistufige Dekontamination, bei der nacheinander die Dekontaminationsmittel Wasser, saure Tensidlösung und 1molare Salzsäure angewandt werden. Jeder Dekontaminationsschritt dauert 2,5 min, wobei der Prüfkörper in 400 ml des Dekontaminationsmittels getaucht, alle 10 Sekunden herausgezogen und erneut eingetaucht wird. Auf jeden Dekontaminationsschritt folgt eine Spülung durch Eintauchen in Wasser für die Dauer von 10 Sekunden. Anschließend wird an den bei 40° getrockneten

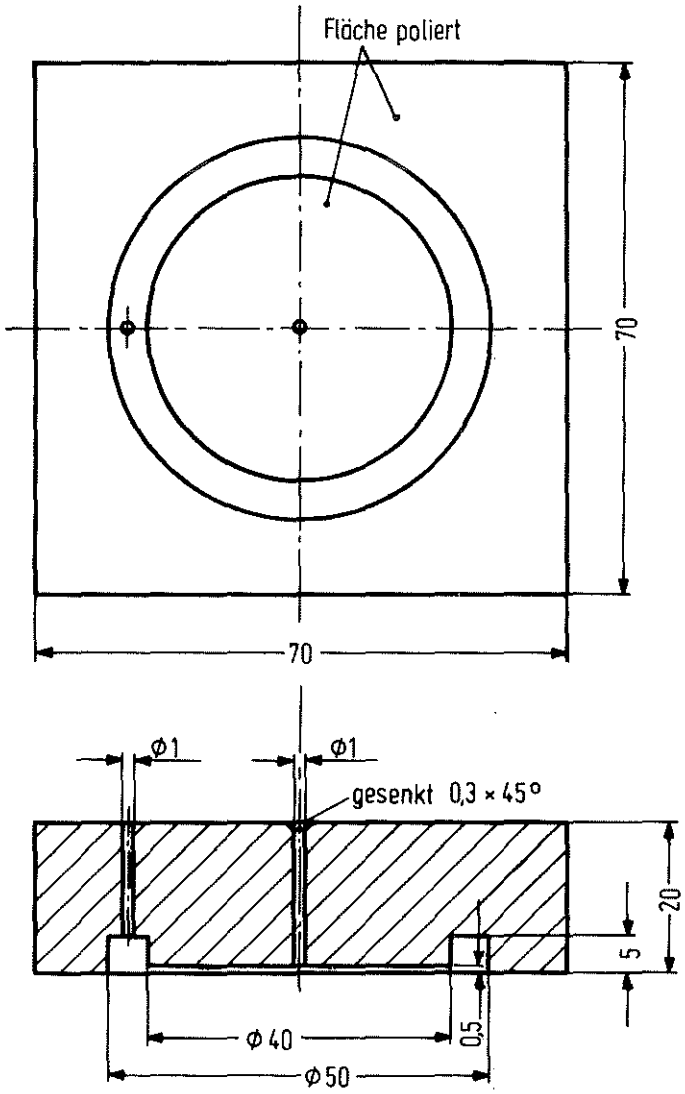


Bild 1: Kontaminationsblock aus Acrylglas

Prüfkörpern die von den verbliebenen Radionukliden verursachte Impulsrate gemessen.

Die Ausgangsaktivität, die zur Gewinnung der charakteristischen Größe "Dekontaminationsfaktor" erforderlich ist, wird vor einer Prüfung über Messungen an drei Präparaten bestimmt, die durch Eindampfen von 100-µl-Aliquots der Kontaminationslösung auf Glasplatten hergestellt werden. Es ist darauf zu achten, daß diese Glasplatten und die Prüfkörper am gleichen Meßgerät unter vergleichbaren geometrischen Bedingungen gemessen werden.

Zur Ermittlung des Dekontaminationsfaktors bildet man den Quotienten aus der Impulsrate, die von der insgesamt eingesetzten Radionuklidmenge (enthalten in 0,628 ml Lösung) verursacht wird, und der jeweiligen Restimpulsrate nach einem der Dekontaminationsschritte.

Es werden jeweils fünf Prüfkörper mit dem gleichen Oberflächenmaterial untersucht. Der Mittelwert der Dekontaminationsfaktoren, die nach der Dekontamination mit Salzsäure erhalten wurden, ist der für die Bewertung des Materials entscheidende Wert. Gemäß Tabelle 1 gewinnt man damit eine Beurteilung der Dekontaminierbarkeit, die nach sehr gut, gut, mäßig und schlecht abgestuft ist.

Dekontaminations-faktor	Dekontaminier-barkeit
> 2000	sehr gut
500 bis 2000	gut
100 bis 499	mäßig
< 100	schlecht

Tab. 1: Bewertung der Dekontaminierbarkeit

2.2 Unterschiede zur alten Norm

Die neue Prüfvorschrift enthält gegenüber der zurückgezogenen Version der Norm die folgenden wichtigen Veränderungen:

- Die Kontaminationslösung enthält als Radionuklide nicht mehr das kurzlebige Ca-45 und das in seiner chemischen Form wenig stabile Ru-106. Damit sollten die Hauptursachen der Instabilität der Lösung ausgeschaltet sein.

- Die Aktivitätskonzentration der Lösung wird nicht mehr in Ci/ml definiert. Vielmehr wird eine an dem benutzten Meßgerät zu erreichende Sollimpulsrate pro Milliliter Lösung sowohl für die Einzelnuklide als auch für ihre Summe angegeben. Damit wird erstmalig eine Vergleichbarkeit von Ergebnissen erreicht, die an verschiedenen Meßgeräten gewonnen wurden. Auch die gleichgewichtige Beteiligung der beiden Radionuklide an der Ausgangsimpulsrate ist nun erstmalig sichergestellt.

- Die Kontamination erfolgt jetzt nach dem Einwirkverfahren, und zwar auf einer definierten Fläche von 12,6 cm^2. Damit wird anstelle der bisherigen 0,3 bis 1,5 cm^2 eine weitaus repräsentativere Probe der zu untersuchenden Oberfläche

kontaminiert. Das früher benutzte Eintrockenverfahren führte nicht nur zu unterschiedlich großen Kontaminationsflekken, sondern wegen der hohen Salzkonzentrationen im eindampfenden Tropfen auch zu einer chemischen Belastung der Oberflächen.

- Die Dekontamination wird jetzt ebenso wie die Vorreinigung unter sorgfältig definierter Bewegung der Prüfkörper vorgenommen. Demgegenüber sollte sie früher in unbewegtem Medium erfolgen, was je nach Geschick des Durchführenden mehr oder weniger vollständig gelang.

- Die Messung der Impulsraten soll so erfolgen, daß der relative zählstatistische Fehler des Dekontaminationsfaktors auf dem 3σ-Niveau nicht größer als 10 % wird. Zur Abschätzung der erforderlichen Zählzeit wird eine Zahlenwertgleichung angegeben, die auf dem Ergebnis einer zwanzigminütigen Messung des Nulleffektes und einer einminütigen Vorabmessung der Prüfkörper beruht:

$$t_{Dek} = \frac{450 \cdot (Z_{Dek} - 3\sqrt{Z_{Dek}})}{(Z_{Dek} - 3\sqrt{Z_{Dek}} - 0{,}05 \cdot Z_{NE})^2 - 2{,}25 \cdot Z_{NE}}$$

Dabei ist Z_{NE} die bei der erwähnten Nulleffektmessung erhaltene Impulszahl und Z_{Dek} die Impulszahl, die an dem dekontaminierten Prüfkörper bei der Vorabmessung ermittelt wurde. Durch die jeweilige Verringerung von Z_{Dek} um $3\sqrt{Z_{Dek}}$ wird in konservativer Weise der Unsicherheit der Vorabmessung Rechnung getragen. Fordert diese Gleichung eine Zählzeit von mehr als 20 min oder ergibt sie einen negativen Wert für t_{Dek}, so wird die Zählzeit auf 20 min begrenzt und der dann entstehende relative zählstatistische Fehler V im Prüfbericht angegeben:

$$V = \frac{300 \cdot \sqrt{Z_{Pr}} + Z_{NE}}{Z_{Pr} - Z_{NE}}$$

Z_{Pr} ist dabei die Impulszahl, die bei der zwanzigminütigen Messung des dekontaminierten Prüfkörpers erhalten wurde.

- Zur Mittelwertbildung aus den fünf Einzelergebnissen wird das harmonische Mittel benutzt, weil die Dekontaminationsfaktoren Reziprokwerte von direkt gewonnenen Meßwerten sind /3/. Damit werden Verzerrungen vermieden, die sich bei der früheren Art der Mittelwertbildung besonders beim Auftreten einzelner sehr hoher Werte ergaben.

- Eine Bewertung der Prüfergebnisse nach der in der Norm enthaltenen Tabelle (Tabelle 1) ist nur noch zugelassen, wenn die Kontamination mit dem erwähnten Co-60/Cs-137-Nuklidgemisch vorgenommen wurde. Andere Kontaminationsmittel werden jedoch für die Prüfung nicht ausgeschlossen.

Oberflächenmaterialien	Dekontaminationsfaktoren			Bewertungen		
	Lab. 1	Lab. 2	Lab. 3	Lab. 1	Lab. 2	Lab. 3
Epoxidlack AM 2077	20 000	10 000	16 000	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Ethylsilikat/Titanat-dispersion D6/AM 741	6,5	6,5	43	schlecht	schlecht	schlecht
Polysilikon-Harz AM 2138	25	42	66	schlecht	schlecht	schlecht
Polyurethanlack Bp/rot	3 200	13 000	3 000	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Chlorkautschuklack	630	6 600	390	gut	sehr gut	mäßig
Alkydharzlack, weiß	45	110	16	schlecht	mäßig	schlecht
932 F 32 Naturkautschuk	350	360	330	mäßig	mäßig	mäßig
927 F 33 Styrol Butadien	120	1 900	200	mäßig	gut	mäßig
992 F 98 Styrol Butadien	5 500	19 000	3 100	sehr gut	sehr gut	sehr gut
PVC-Belag II	11	35	18	schlecht	schlecht	schlecht
PVC-Belag IV	14	15	14	schlecht	schlecht	schlecht
Vinylasbest III	72	86	28	schlecht	schlecht	schlecht
Vinylasbest IV	49	71	190	schlecht	schlecht	mäßig
PVC-Belag Spezial 73	140	129	200	mäßig	mäßig	mäßig

Tab. 2: Ergebnisse des zweiten Rundexperiments zur Prüfung der Dekontaminierbarkeit

3. Prüfergebnisse

Das hier beschriebene Verfahren wurde von drei Prüfstellen in Rundversuchen auf seine Nachvollziehbarkeit und Reproduzierbarkeit untersucht. Dabei wurden insgesamt 14 Oberflächenmaterialien der Qualitätsklassen "sehr gut" bis "schlecht" geprüft. Es wurden drei unterschiedliche Meßgeräte benutzt und Kontaminationslösungen angewandt, die in den drei Prüflabors jeweils einzeln hergestellt worden waren. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2 zusammengefaßt.

Für 10 der 14 Oberflächenmaterialien wurde von allen drei Prüfstellen die gleiche Beurteilung erhalten. In drei Fällen ergab sich eine Abweichung um eine Bewertungsstufe, und nur in einem Falle unterschieden sich die Ergebnisse um zwei Bewertungsstufen.

Zur weiteren Verbesserung der Vorschrift werden zusätzliche Rundversuche durchgeführt, die jedoch weniger Abänderungen des Verfahrens als vielmehr seine Präzisierung zum Ziel haben.

Die gemeinsam durchgeführten Untersuchungen der drei Prüfstellen in Münster, Karlsruhe und Berlin haben gezeigt, daß Rundversuche bei der Entwicklung von Prüfvorschriften auf dem Gebiet der Dekontamination unabdingbar sind. Darüber hinaus hat sich gezeigt, daß die Dekontaminierbarkeit eine überaus empfindliche Eigenschaft eines Oberflächenmaterials ist und daß eine nachvollziehbare Messung des Dekontaminationsfaktors nur auf der Basis der präzisen Einhaltung einer außerordentlich sorgfältig formulierten Arbeitsvorschrift gelingen kann.

Literatur

/1/ Kunze, S., und G. Lösch:
Oberflächenschutzmaterialien für kerntechnische Anlagen
Atomwirtschaft, Oktober 1979, S. 484/7

/2/ Dekontamination von radioaktiv kontaminierten Oberflächen - Verfahren zur Prüfung und Bewertung der Dekontaminierbarkeit
Entwurf DIN 25 415, Teil 1 (Juli 1979)

/3/ Sachs, L.:
Angewandte Statistik
Springer-Verlag, Berlin, 1974

3. Sitzung

Anfall, Behandlung und
Zwischenlagerung - Teil 2

EXPERIENCE WITH RADIOACTIVE WASTE CONTROL IN THE NUCLEAR POWER PLANT DOODEWARD

J. Lobbezoo

GNK Doodewaard/Niederlande

Kurzfassung

Im Auftrag der N.V. GNK plante und errichtete die N.V. KEMA eine Abfallaufbereitungsanlage für den seit 1968 in Betrieb befindlichen 54-MWe-Siedewasserreaktor Gemeenschappelijke Nederlandse Kerncentrale Dodewaard.

Grundlage für die Auslegung war die Langzeitlagerung flüssiger radioaktiver Abfälle und eine Verarbeitungsanlage zur Durchführung der genehmigten Verpackung dieser Abfälle, einschließlich einer Optimierung des Aktivitätsinventars und Minimierung der Strahlenbelastung des Betriebspersonals.

In den Niederlanden wird der schwach- und mittelaktive Abfall in für die Meeresversenkung geeigneten zugelassenen Behältern verpackt. Obwohl die Anlage für diesen Zweck ausgelegt wurde, ist eine Anpassung an jeden beliebigen Behältertyp im Prinzip möglich.

Es werden Verfahren zur Langzeitlagerung flüssiger Abfälle und eine Abfallaufbereitungsanlage beschrieben. Über vorhandene Erfahrungen wird berichtet.

Abstract

By order of the N.V. GNK, N.V. KEMA designed and installed a waste processing installation for the 54 MWe BWR Gemeenschappelijke Nederlandse Kerncentrale Dodewaard, operational since 1968.

Basis of the design was a long term storage of fluid radioactive waste material and a processing installation for the manufacturing of a government approved packaging for this waste including optimalisation of the radio-active content and exposing the operating personnel to a minimum degree of radiation.

In the Netherlands the lower and middle-active waste is packed in approved containers suited for ocean dumping. Although the installation was designed for this purpose adaption to any type of container is possible in principle.

Methods for long term storage of fluid waste and a waste processing installation are described. Present experiences are reported.

1. Long term storage of fluid waste

The fluid waste from the power plant can be stored in storage tanks on a long term basis. This concerns mainly precoat material and resins.

The advantage of long term storage is the independence of the plant operation on the waste disposal by third parties while additionally the radio-active decay can be used to reduce the number of solid waste containers considerably.

Some characteristics of the storage tanks are:

Long term storage (10 to 15 years) is possible without manipulation and maintenance such as e.g. circulation pumping of the slurry, also because no parts requiring maintenance are mounted near these tanks and there are no pipe fittings below the slurry level.

The tanks can be filled with slurry up to 80 % of the gross content.

The method of removing the waste material from the tanks depends on the type of waste, as explained separately below for resins and filter add:

1.1 Filter add

The filter add is transported from collective tanks with a volume percentage of 30 % (70 % water) to the storage tanks. After sinking in the storage tanks the water present above the filter add is pumped off (skimming). Subsequently more transportation takes place until the tank is filled with maximum 80 volume % filter add.

To remove the filter add from the tank a submerged pump is inserted into the tank overhead. The submerged pump provided with an axial suction conveys the water by way of two radial drains over the surface so the clotted filter add is detached. By means of a connection fitted to the pressure side of the pump an arbitrary amount of suspension can be transported on request to the waste processing installation possibly through the existing storage tanks.

1.2 Resins

The storage of resins is similar to above mentioned method. The skimming can also take place by way of a pipe supplied with a filter which is situated under the surface. Removal of the resins from the tank is effectuated by means of a pump mounted on the floor above the tanks. The suction pipe of this tank is inserted into the tank.

The lay-out is realized in such a way that no sagging exists in the pipes while the tanks constitute the lowest point.

A levelling gauge is installed which indicates the fluid level as well as the slurry level.

2. Waste processing installation

2.1 General

In the scheme on Fig. 1 the waste treatment route of the Dodewaard reactor is given. This scheme could serve any reactor. The reactor waste is divided into fluid and solid waste. The fluid waste can be processed in tanks and conditioned with concrete after storage.

Depending on the government allowed surface radiation on the final packaging the necessary specific activity is composed of the available radio-active fluids.

- evaporator concentrate ~ 1 Ci/m^3
- precoat material ~ 5 Ci/m^3
- resins ~ 25-50 Ci/m^3

The mixture to be processed is made in a supply tank and is kept homogeneous by continuous mixing. By means of a Ge-Li detector the activity of a large amount of nuclides can be measured simultaneously. From this tank a dosage sufficient for one packaging unit is fed to the cement mixer where it is mixed with cement. Consequently this mixture is dumped into a 90 l or 200 l waste container (inner container) where it hardens during a 24 hour period. By means of a control gauge with Na-J detector the exact dosage per container is checked. Following the hardening process the inner container is placed in an outer container, fixed with grout, lid fixed, outer reinforcement attached, filled in with concrete, closed up, registered (radiation and weight measurement) and finally transported to the storage area from which area the vessels are transported elsewhere after hardening.

Solid waste can also be conditioned, differentiating between burnable and non-burnable waste. The burnable waste can be disposed of by means of an incinerator.

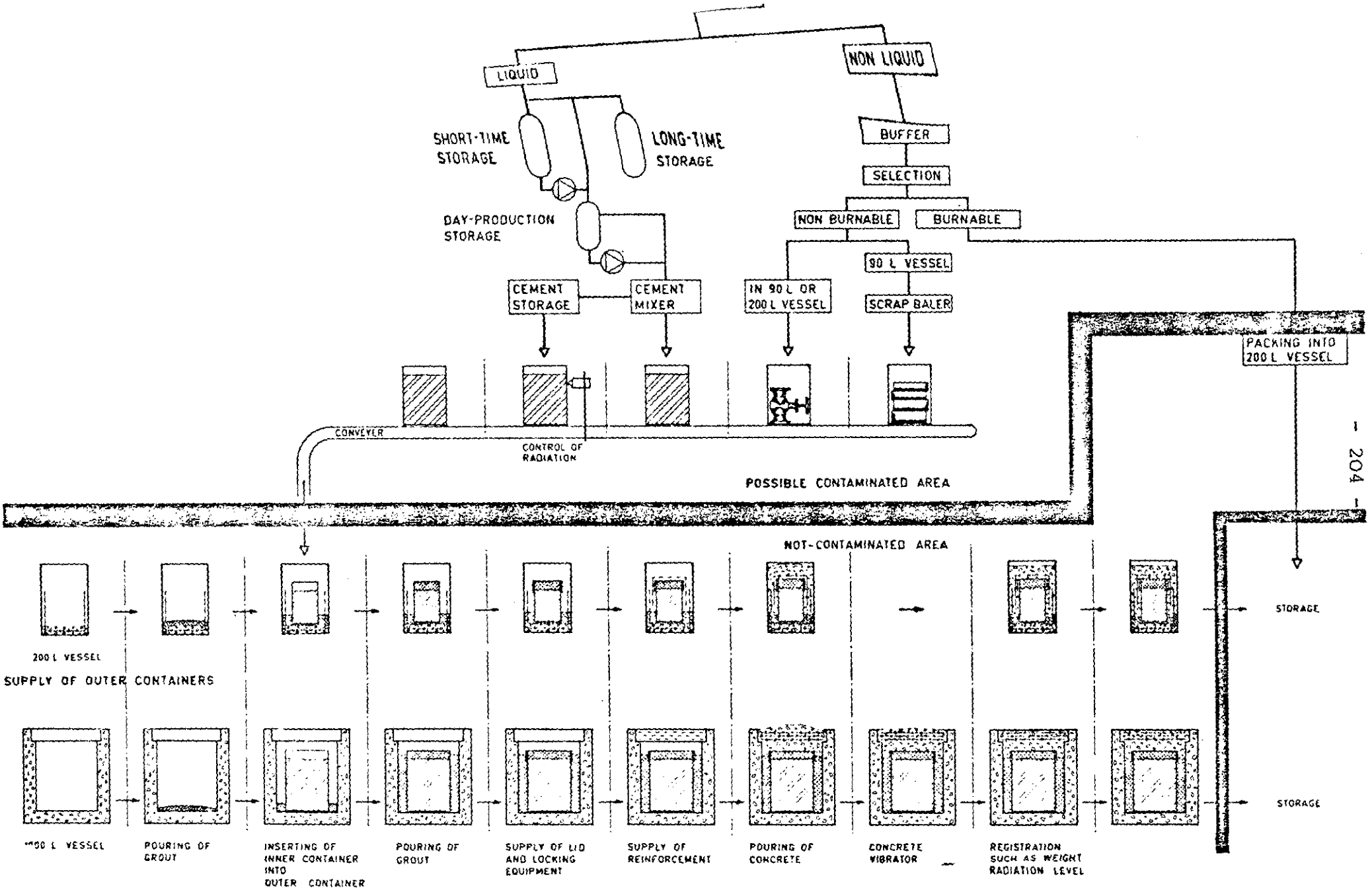


Fig. 1: Waste processing installation

The processing installation is designed for two types of outer packaging, i.e. 200 l and 1000 l containers. All above mentioned actions are carried out manually from behind a protective wall.

2.2 Construction

As shown in Fig. 2, the transportation of containers is effectuated by driven conveyor belts. The empty containers are placed on conveyor belt no. 1 by hand. After filling the inner containers the cement will harden during 24 hours on conveyor belt no. 4. To prevent contamination of the outer containers a consequent separation is maintained between possibly contaminated area and non-contaminated area. To guarantuee this barrier, expecially when inner containers are inserted a fold-up conveyor belt was installed which is folded down only when an inner container must be admitted. This inner container is hoisted up above this point by means of a manipulator and consequently the fold-up conveyor belt is folded up again. The suspended inner container is discharged only when an outer container is directly in place below it.

A traverser was chosen to secure the necessary flexibility for the transportation of the outer containers past the various treatment stations. This traverser is also equipped with a driven conveyor belt mounted on a turning disc. Each treatment station is equipped with a manipulator which is moved in vertical direction by means of a hoisting engine. The manipulator is attached to a pulley by means of which the manipulator can be moved across the protective wall in suspended position.

This movement is necessary to:

- supply the necessary materials such as cement, concrete inner lid, etc.

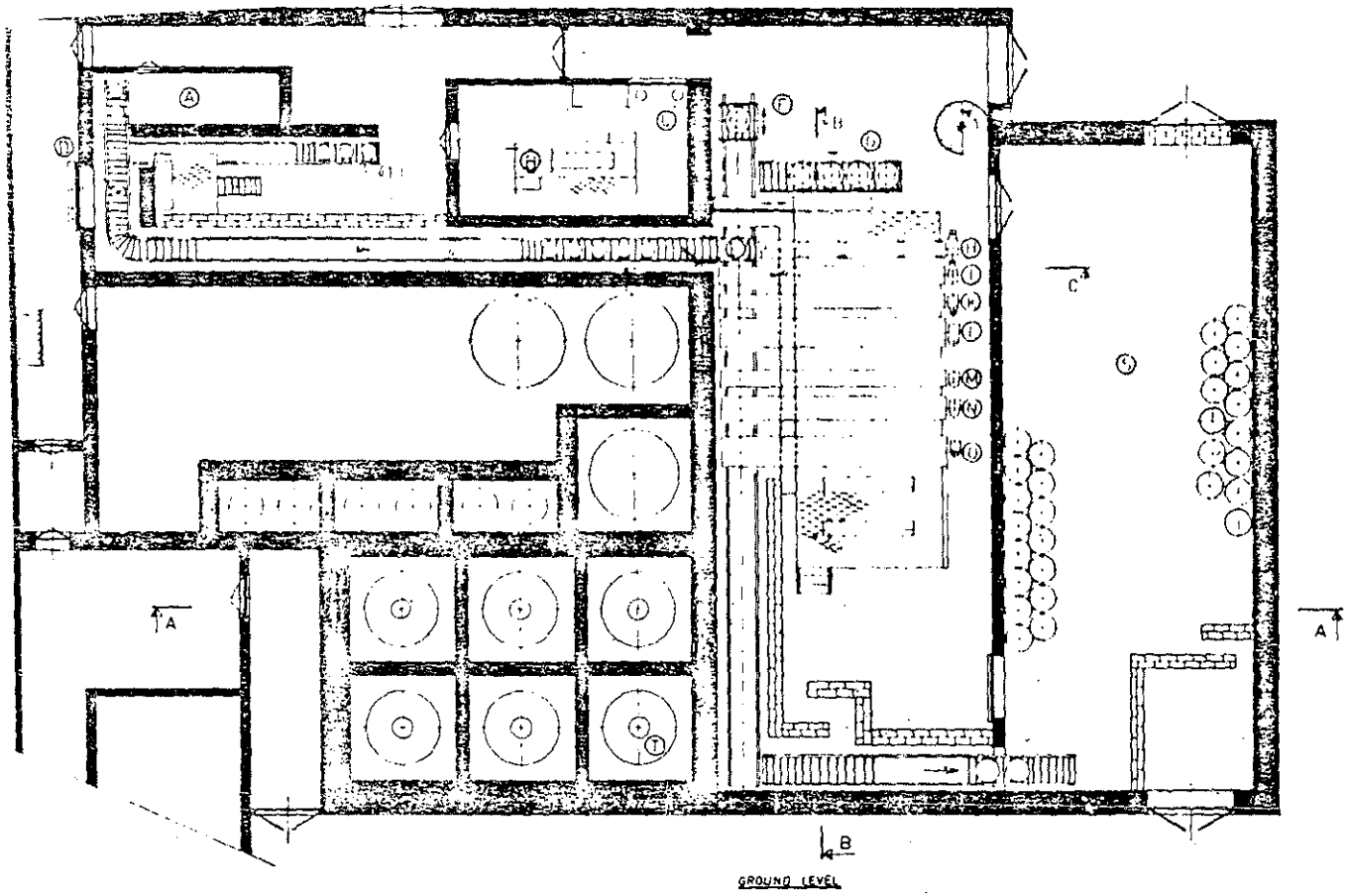
- execute maintenance activities.

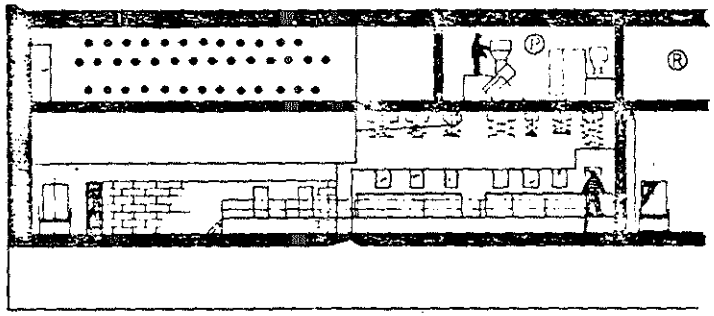
The drive is also equipped with a manual control for exact positioning.

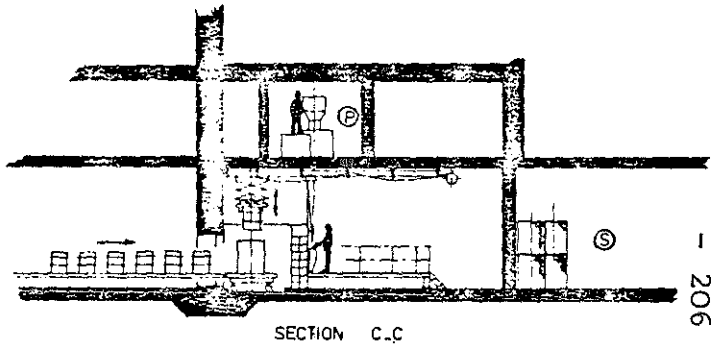
A lead glass window was installed in each treatment station to insure direct observation of the manipulations.

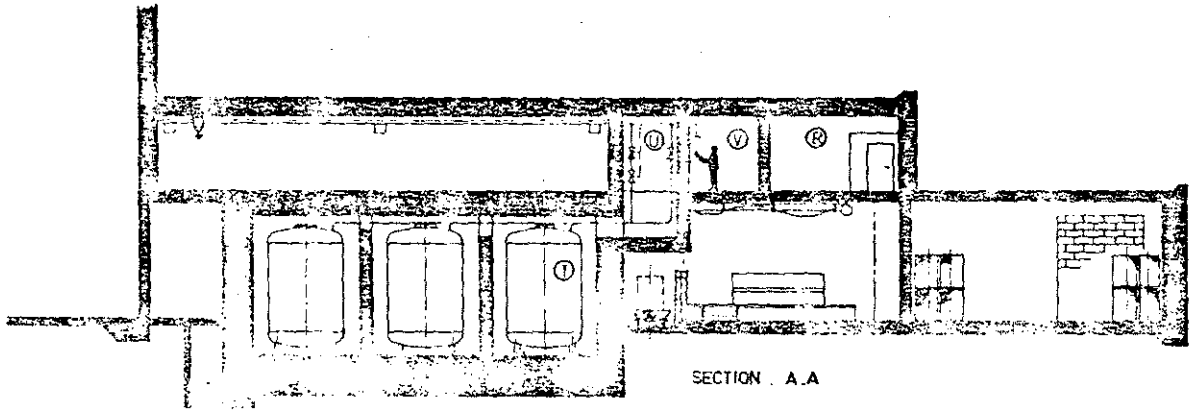
Each treatment station has its own specific characteristic problems of its manipulator and the solution to these problems. We can give you the following examples:

- Positioning the inner lid requires complete absence of air enclosures in the inner container. This problem has been solved by first depositing an amount of grout on the inner container and consequently closing off with a flat lid equipped with transformed edges. The surplus grout is squeezed out by weight of the manipulator until the lid









A — BUFFER STORAGE
B — SCRAP-BALER
C — SELECTION-STATION
D — FILLING-STATION
E — FOLD-UP CONVEYOR
F — TRAVERSER
G — SUPPLY OF OUTERCONTAINERS
H — INSERTING STATION
I — GROUT POURING STATION
K — LID LOCKING STATION
L — REINFORCEMENT SUPPLY STATION
M — CONCRETE POURING STATION
N — CONCRETE VIBRATING STATION
O — REGISTRATION STATION
P — CONCRETE, GROUTFABRICATION ROOM
R — STORAGE OF EMPTY CONTAINERS
S — STORAGE OF OUTERCONTAINERS
T — TANKROOM
U — VALVE GALLERY
V — OPERATION ROOM

10 MTR.

Fig. 2: Waste processing installation

fits exactly. By means of turn cams the transformed edges of the lid are bent in six places over the edge of the container.

- A special concrete divider has been developed to insure exact dosage of the concrete. This divider deposits a defined overdose on the container exactly sufficient to keep the top side of the outer container even and smooth after vibrating, taking the required quality of the concrete into account.

  It is possible to manufacture the concrete lid in this manner free of dust and without spillage.

  To regain the rinse water of the concrete and grout troughs for re-use in the making of fresh concrete a central rinsing tank was installed. After hardening the water is skimmed of surplus concrete and grout and is pumped into a pressurized tank.

- The containers are weighed at the Weighing-Measuring and Registration Station by means of pressure boxes. The surface radiation of the container is measured, after which the measured values are sprayed onto the container by means of stencils and an airless paint system.

  All data of the inner as well as the outer container are collected and registered with the use of a computer, so all data such as specific activity, type of waste and so on up to the moment of dumping are available at a glance.

  After registration the container is transported to the storage shed on a conveyor belt. In the storage shed the containers are shunted by a man-operated forklift for the moment. A design was made for a fully automatically operated crane. It will be possible to deposit the containers in prearranged coordinates with this crane. Pick-up can also be arranged in this manner. The computer will execute all necessary brain work for this operation.

  The capacity of the system has grown to approximately 15 containers per 8 hour working day by means of the design principles chosen here, distance control to insure limited radiation doses for the operating personnel. This capacity adds up to approximately 3000 containers annually.

  The annual demand of the Dodewaard reactor is approximately 300 containers, each of them containing 1000 liter, which shows a wide margin.

3. Conclusion

The waste storage system and the waste processing installation will be tested ultimo 1978. The installation will be operational after this testing.

Beginning of 1979 the first 200 containers will be manufactured within one fabrication period so the operation results will be known at that time.

STRAHLENSCHUTZ BEI BACKFITTING-MASSNAHMEN UND DEMONTAGEARBEITEN IM STRAHLENSCHUTZBEREICH KERNTECHNISCHER ANLAGEN

J. Baumann, S. Kausch und J. Palmowski

Kraftanlagen AG, Heidelberg

Kurzfassung

Backfitting-Maßnahmen und Demontagen im Kontrollbereich stellen besondere Anforderungen an den Strahlenschutz. Dies soll am Beispiel der folgenden aufgeführten Beispiele gezeigt werden:

- Sanierung der allgemeinen Dekontaminationsbetriebe der KfK; Abwasser-, Gerätedekontaminations-, Verbrennungs- und Paketieranlage,

- Demontage und Beseitigung starkstrahlender Komponenten einschließlich Dekontamination von Gebäuden der Wiederaufarbeitungsanlage der Eurochemic in Mol,

- Umbau der HDR-Anlage für sicherheitstechnische Versuche mit Entsorgung von Komponenten und Systemen, wie z.B. Druckbehältereinbauten, Rohrleitungen usw.,

- Austausch des Dampftrockners und Wasserabscheiders einschließlich Planung der Konditionierung im Kernkraftwerk Würgassen.

Der Vortrag handelt die technischen und organisatorischen Probleme unter besonderer Beachtung des Strahlenschutzes ab und geht auf die Planung von Strahlenschutzmaßnahmen, deren Organisation und Ausführung ein, wobei auch die Fragen des direkten oder fernbedienten Arbeitens diskutiert werden.

Auch zur Frage der Personalqualifikation wird Stellung genommen.

Abstract

Backfitting measures or dismantling activities within the controlled area put special requirements on radiological protection. This is to be shown by the example of the following cases.

- Sanitation of the general decontamination services of the Karlsruhe Nuclear Research Center; waste water, equipment decontamination, incineration and packaging facility,

- dismantling and disposal of high-radiation components including decontamination of buildings of the Eurochemic reprocessing plant at Mol,

- reconstruction of the HDR plant for safety experiments together with waste management for components and systems, as e.g. pressure vessel internals, pipes etc.,

- exchange of the steam dryer and the water separator including planning of the conditioning process in the Würgassen nuclear power plant.

This lecture deals with the engineering and organizational problems, especially accounting for radiological protection and enters into planning of measures for radiological protection, their organization and execution, problems of direct and remote-controlled work also being discussed.

The question of personnel qualification is also commented on.

1. Allgemeine und gesetzliche Randbedingungen

Eine Reihe von Kernkraftwerken der ersten Stunde steht in den nächsten Jahren zur Stillegung und damit langfristig zur Beseitigung an. Darüber hinaus werden auch bei den anderen Kernkraftwerken und bei kerntechnischen Anlagen Backfitting- und Demontagearbeiten zur Einhaltung der Sicherheitsauflagen und der Anlagenverfügbarkeit erforderlich, die je nach Kontamination bzw. Aktivierung besondere Strahlenschutzmaßnahmen erfordern. Das heißt: Die Aktivitäts- und Strahlenschutzverhältnisse bei kerntechnischen Anlagen werden bei zunehmender Betriebsdauer immer problematischer.

Einflußparameter auf den Aktivitätsaufbau sind z.B. die verwendeten Materialien und deren Oberflächen, die Temperaturen, die Drücke und die Wasserchemie.

Der Verschmutzungsgrad mit aktivierten Korrosions- und Spaltprodukten bestimmt die Problematik bei den durchzuführenden Arbeiten und die Strahlenexposition des Personals. Es ist deshalb von großer Wichtigkeit, daß die Interessen des Strahlenschutzes schon bei der Arbeitsplanung berücksichtigt werden, damit der Ablauf der Arbeiten und die aus Strahlenschutzgründen erforderlich werdenden Maßnahmen beeinflußt werden können. Um den vom Gesetzgeber und den Aufsichtsbehörden gemachten Auflagen zu genügen, ist die Arbeitsabwicklung mit der Zielsetzung der geringstmöglichen Strahlenbelastung für das ausführende Personal und die Umgebung zu planen und abzuwickeln. Grundlage für die Planung und Ausführung der Maßnahmen ist u.a.:

- das Atomgesetz,
- die Strahlenschutzverordnung,
- die Auflagen der Genehmigungsbehörden,
- die allgemeinen Sicherheitsauflagen.

2. Arbeitsstrategien

Je nach Art der auszuführenden Arbeiten, des Arbeitsumfanges und der Verfügbarkeit über eigenes Personal wird der Betreiber kerntechnischer Anlagen nicht nur Eigen-, sondern auch Fremdpersonal einsetzen, insbesondere dann, wenn Arbeiten im Zusammenhang mit Anlagengewährleistung und spezielle, nicht routinemäßig durchzuführende Arbeiten anfallen. In Frage kommen hierfür Fremdfirmen mit einer Genehmigung nach § 20a der Strahlenschutzverordnung. Es kann daher vorkommen, daß bei zeitintensiven und dosisintensiven Arbeiten auch anlagenfremdes Personal tätig wird, das noch nicht in Strahlenschutzbereichen gearbeitet hat und mit den hier geltenden Verhaltensmaßnahmen nicht vertraut ist. Bei der Vielzahl der anfallenden Arbeiten und der großen Zahl der ausführenden Personen ergeben sich für den Strahlenschutz die verschiedensten Überwachungsaufgaben. Der Strahlenschutz muß diesen Gegebenheiten durch eine zweckerfüllende Organisation angepaßt werden.

3. Organisation des Strahlenschutzes bei Demontagetätigkeiten

Die Einsatzplanung des Strahlenschutzpersonals wird von einem Strahlenschutzleiter organisiert. Mit dieser Planung muß sichergestellt werden, daß alle Strahlenschutzaufgaben wie Dosisleistungsmessungen, Luftaktivitätsmessungen, Personendosiserfassungen, Kontaminationskontrollen, Einrichtung von speziellen Arbeitsbereichen, Aufbau von Kontaminationsschleusen, Freigabe von Gegenständen aus dem Strahlenschutzbereich, Kontrolle der Aktivitätsabgaben in Luft und Wasser usw. abgewickelt werden. Vor Beginn einer Tätigkeit legt der Strahlenschutzleiter in Zusammenarbeit mit dem Arbeitsgruppenleiter die Vorgehensweise und die erforderlichen Strahlenschutzmaßnahmen fest. Organisatorisch muß sichergestellt sein, daß keine Arbeiten innerhalb von Strahlenschutzbereichen begonnen werden, ohne daß der Strahlenschutz den Arbeitsort freigegeben hat und alle laufenden Arbeiten entsprechend überwacht werden. Bei problematischen Arbeiten unter Strahlenschutzgesichtspunkten (z.B. erhöhte Dosisleistung, hohe Luftkontamination) muß ständig Strahlenschutzpersonal anwesend sein.

4. Auftragsabwicklung und Strahlenschutzmaßnahmen

Aus der Vielzahl der von der Kraftanlagen AG Heidelberg (KAH) durchgeführten Arbeiten sollen hier beispielhaft solche herausgegriffen werden, die an den Strahlenschutz besondere Anforderungen stellten, wie

- Demontage einer Dekantierstation im Rahmen der Sanierung der Allgemeinen Dekontaminationsbetriebe (ADB) der Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH (KfK),

- Dekontamination und Demontage von Einrichtungen aus den Heißen Zellen der Wiederaufarbeitungsanlage für abgebrannte Brennelemente der Eurochemic, Mol,

- Demontage der Reaktordruckbehältereinbauten des Heißdampfreaktors Kahl,

- Demontage des 1. Dampftrockners und Dampfabscheiders im Kernkraftwerk Würgassen.

4.1 Demontage einer Dekantierstation (GFK/ADB)

Die Dekantierstation bestand im wesentlichen aus einem Behälter (Fassungsvermögen 12 m^3), Pumpen, Ventilen, Schmutzfängern, verbindenden Rohrleitungen, Stahlgerüsten, Gitterrosten und einer Abschirmwand aus Bleibausteinen.

4.1.1 Strahlenschutzproblem: sehr hohe Luftkontamination, β-Strahlung

Die Anrechnung der β-Strahlenexposition und die Methode der amtlichen Überwachung wurden in einer Besprechung zwischen der Aufsichtsbehörde Stuttgart, der Landesmeßstelle Karlsruhe, dem Kernforschungszentrum Karlsruhe und der KAH festgelegt. Die Körperdosis wurde durch folgende Formel ermittelt:

$$D_{eff} = D_{\gamma} + \frac{1}{G} D_{\beta}$$

Die amtliche γ-Dosis wurde mit dem Phosphatglasdosimeter, die amtliche β-Dosis mit dem Filmdosimeter ermittelt. Zusätzlich wurden die Einsatzpersonen mit abgedeckten/nicht abgedeckten Thermolumineszenz-Dosimetern in verschiedener Zahl zur Teilkörperdosiserfassung und mit Taschendosimetern bestückt. Zur Durchführung der Arbeiten wurde KAH im Demontagebereich die Bereichsstrahlenschutzverantwortlichkeit übertragen.

4.1.2 Vorbereitung

Auf Grund der vorliegenden Situation mußten umfangreiche Maßnahmen getroffen werden.

- Ausführliche Dosisleistungsmessungen im Raum und an den Anlageteilen. Die Dosisleistungswerte wurden mit Dosimeterpaketen (Phosphatglas, TLD abgedeckt/nicht abgedeckt) ermittelt;

- Fotobildband der Anlage erstellen;

- Aufbau einer Personenschleuse und einer Materialschleuse vor dem Eingang der Dekantierstation;

- Installation einer Atemluftversorgungsstation;

- Bereitstellung umfangreicher Schutzbekleidung (z.B. belüftete Schutzanzüge);

- Aufbau von Kontaminationsschleusen;

- Werkzeuge und Geräte für die Demontage bereitstellen.

4.1.3 Demontageablauf aus Strahlenschutzsicht

- Jeder Arbeitsschritt wurde in Verbindung mit dem Fotobildband und der ausführlichen Dosisleistungsübersicht mit dem ausführenden Personal besprochen.

- Bestückung der Einsatzpersonen mit den vorgesehenen Dosimetern.

- Ankleiden der Einsatzpersonen mit belüfteten Schutzanzügen durch den Strahlenschutz.

- Eine Arbeitsgruppe bestand aus mindestens zwei Personen. Während der Tätigkeit hatte der Strahlenschutz ständig Sichtkontakt zu den Arbeitenden. Die Atemluftversorgungsstation war bei laufenden Arbeiten ständig besetzt. Zwischen Einsatzleitung, Strahlenschutz und Atemluftstation bestand Kontakt über eine Wechselsprechanlage.

- Nach Beendigung der vorgesehenen Tätigkeit Auskleiden der Einsatzpersonen durch den Strahlenschutz.

- Auswertung der nicht amtlichen Thermolumineszenz-Dosimeter.

- Ermittlung der aktuellen Personendosis aller Beteiligten.

4.1.4 Demontageablauf aus technischer Sicht

- Demontage der Teile mit der höchsten Dosisleistung (z.B. Pumpen, Schmutzfänger);

- Teile kontaminationsfrei verpacken und abtransportieren;

- Grobdekontamination des Raumes;

- Erstellung einer neuen Dosisleistungsübersicht;

- Öffnen bzw. Trennen der Rohrleitungen an der tiefsten Stelle;

- am Behälter alle Rohre abflanschen und durch Blindflansche ersetzen;
- Grobdekontamination des Raumes;
- Rohrleitungen demontieren, kontaminationsfrei verpacken und abtransportieren;
- Grobdekontamination des Raumes;
- Demontage der Abschirmwand aus Bleibausteinen, Verpacken und Abtransportieren der Bleibausteine;
- Grobdekontamination des Behälters und des Raumes;
- Behälter anschlagen, Füße abtrennen, Teile des Gerüstes demontieren und Behälter horizontal ablegen;
- Material- und Personenschleuse vor dem Eingang abändern;
- Behälter mit Greifzügen aus dem Raum ziehen und verpacken;
- Behälter in eine Transportkiste einbringen und abtransportieren;
- Personen- und Materialschleuse neu aufbauen;
- Stahlgerüste und Gitterroste demontieren, kontaminationsfrei verpacken und transportieren;
- Dekontamination des Raumes;
- Werkzeug und Geräte auf Kontamination überprüfen;
- Demontage der Material- und Personenschleuse und der Hilfseinrichtungen.

4.1.5 Zusammenfassung

Die Demontage der Dekontierstation dauerte ca. 8 Wochen und verursachte eine Kollektivdosis von ca. 37 rem. Die 37 rem verteilten sich auf (siehe auch Bild 1 und 2):

- Montagepersonal	28 rem
- Strahlenschutz	6 rem
- Techn. Führungspersonal	3 rem

Die Überprüfung der Luftaktivität in der Dekantierstation wurde auf Grund der vorliegenden hohen Luftkontamination nicht kontinuierlich durchgeführt, da die Demontagetätigkeiten und die dabei angewendeten Trennverfahren ständig neue Aktivität freisetzten.

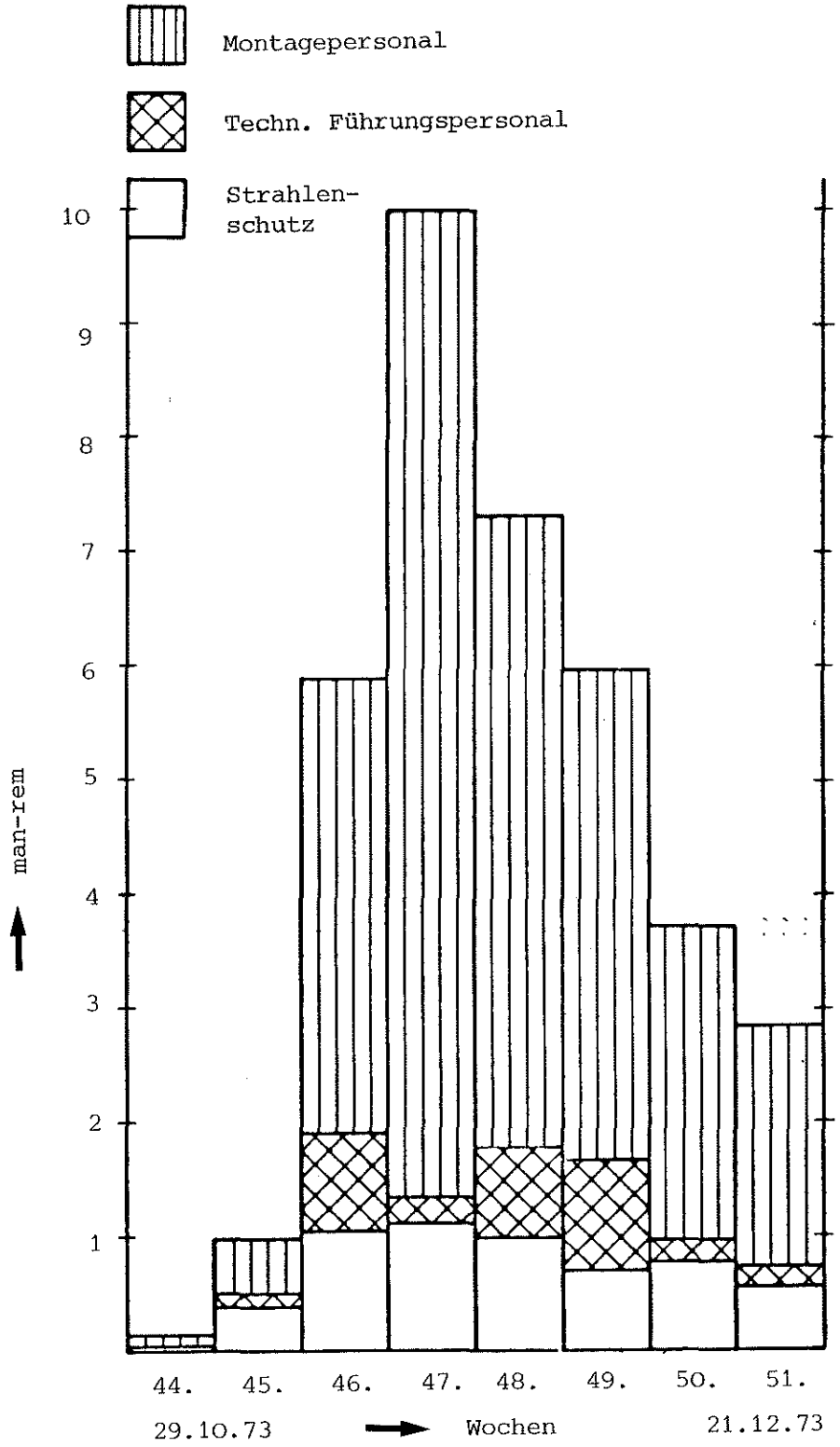


Bild 1: Dosisbelastung (in man-rem) des KAH-Personals
Auftrag GfK/ADB - 20 6806
(Demontage Dekantierstation und Phasentrenngefäß)

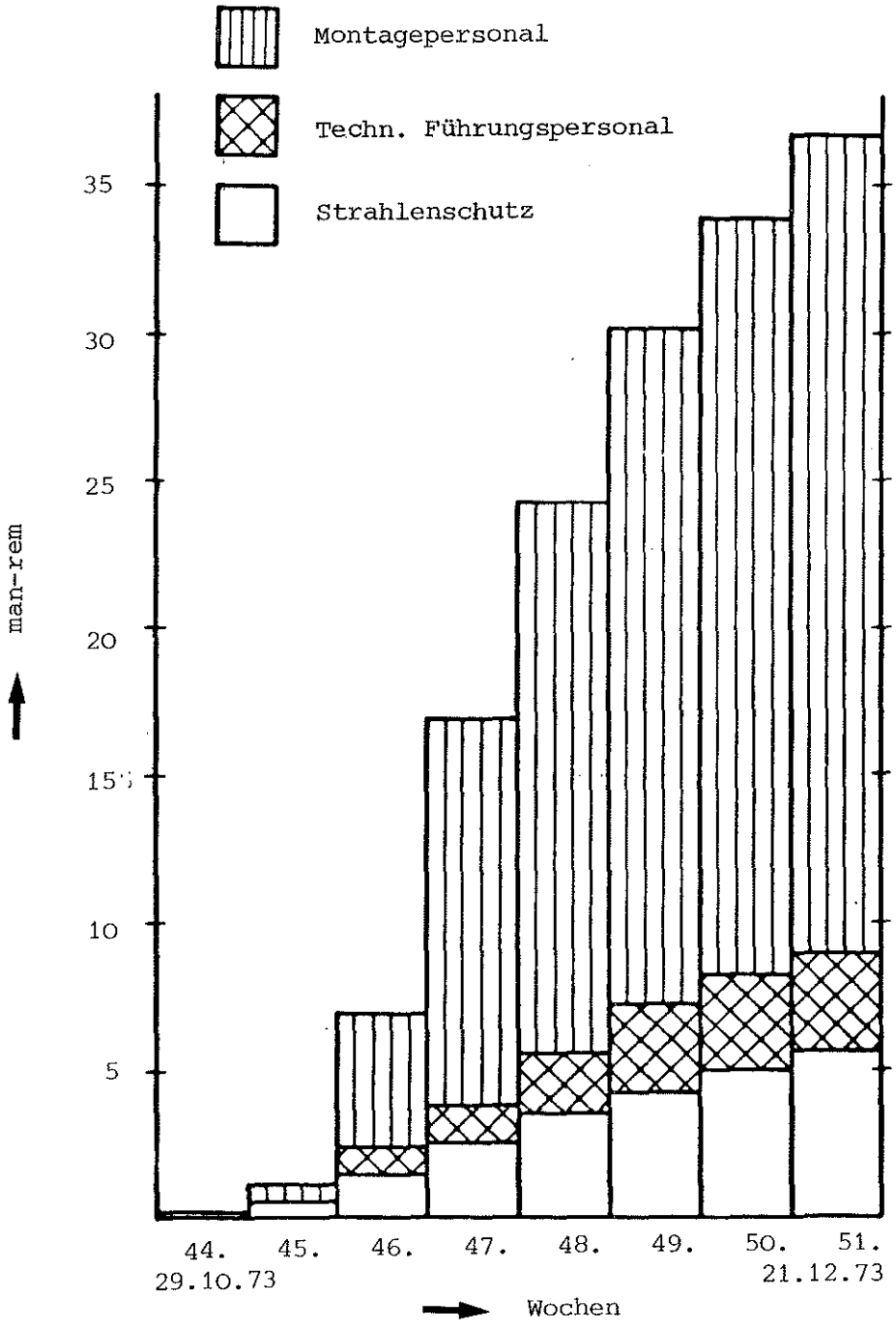


Bild 2: Dosisbelastung (in man-rem; akkumuliert) des KAH-Personals
Auftrag GfK/ADB-206806
(Demontage Dekantierstation und Phasentrenngefäß)

Diese Situation führte dazu, daß alle Tätigkeiten mit fremdbelüfteten Anzügen durchgeführt werden mußten und erst gegen Ende der Demontage auf leichten Atemschutz (Maske und Filter) übergegangen werden konnte. Schwerpunkte des Strahlenschutzes:

- ausführliche Dosimetrie,
- sorgfältiges An- und Auskleiden des Einsatzpersonals,
- kontinuierliche Kontaminations- und Luftaktivitätskontrollen in den angrenzenden Bereichen der Dekantierstation.

Die Richtigkeit aller aufgezählten Maßnahmen wurde darin bestätigt, daß keine Inkorporationen und nur leicht zu beseitigende Hautkontaminationen während der gesamten Demontagezeit auftraten.

4.2 Dekontamination und Demontagearbeiten in einer Wiederaufarbeitungsanlage (EC-Mol)

Für Eurochemic werden seit 1978 Interventionsarbeiten in den Heißen Zellen und Laborräumen ausgeführt, z.B.:

- Dekontamination per Hand von Zellen, Räumen, Laborboxen,
- Hochdruckstrahlen-Dekontamination von Zellen, Räumen,
- Dekontamination mit Chemikalien von Boxen, Zellen, Räumen,
- Demontagearbeiten,
- Zerkleinern von Teilen durch Oxyarc (Sauerstoffelektrode), Autogenbrennern, Winkelschleifer etc.,
- Transportarbeiten,
- Abarbeiten von Betonschichten mit einem Elektrohammer etc.

4.2.1 Strahlenschutzprobleme

Die Arbeiten wurden vorwiegend in stark kontaminierten Räumen bzw. Zellen durchgeführt. Wie bereits bei den Arbeiten in der Dekantierstation der ADB/KfK war auch hier β/γ- und α-Kontamination vorhanden. Der örtliche Strahlenschutz wurde von Eurochemic (EC) wahrgenommen. Mit EC wurde jedoch vereinbart, daß bei Personalengpässen KAH den Strahlenschutz des eigenen Montagepersonals wahrnimmt.

4.2.2 Vorbereitung

Auch hier mußten auf Grund der vorliegenden Situation umfangreiche Maßnahmen getroffen werden.

- Ausführliche Dosisleistungsmessungen im Raum und an den Anlagenteilen;
- Abnehmen von Wischtests vor Beginn der Arbeiten;
- teilweise Aufbau einer Personenschleuse und einer Materialschleuse;
- Aufbau von Kontaminationsschleusen;
- Werkzeuge, Geräte und Hilfsmaterialien bereitstellen;
- Errichtung von Montagebühnen.

4.2.3 Demontageablauf aus Strahlenschutzsicht

- Durchführung der einzelnen Arbeitsschritte;
- Bestückung des Einsatzpersonals mit den vorgesehenen Dosimetern;
- Ankleiden der Einsatzperson mit belüfteten Schutzanzügen durch den Strahlenschutz.
- Die einzelnen Arbeitsgruppen bestanden aus mindestens 2 Personen, die ständig überwacht wurden. Die Atemluftversorgungsstation war bei den Interventionsarbeiten mit Fremdluftversorgung ständig besetzt.
- Abnehmen von Wischtests bei den Dekoarbeiten und Protokollieren dieser Werte;
- kontinuierliche Aerosolmessung bei Arbeiten ohne Vollschutz oder Masken und Verdacht auf Luftkontamination;
- nach Beendigung der Arbeiten Auskleiden der Einsatzpersonen durch den Strahlenschutz;
- Auswerten der nicht amtlichen Dosimeter;
- Ermittlung der aktuellen Personendosis aller Beteiligten.

4.2.4 Zusammenfassung

Die Interventionen wurden im März 1978 aufgenommen und dauern jetzt noch an, d.h. über einen Zeitraum von ca. 1,5 Jahren, trotz extremster Bedingungen wie:

- Spots im Hundert-Röntgenbereich;
- hohe α-Kontamination durch ausgetretene Pu-Lösungen;
- Zerlegearbeiten mit Sauerstoffelektrode, Autogen etc., durchgeführt mit Vollschutz;
- Hochdruck mit 160 bar und chemische Dekontamination; die Durchführung erfolgte im Vollschutz.
- Bei Vollschutzarbeiten über einen Zeitraum von Monaten, die das Personal physisch wie psychisch belastet hat, traten keine schweren Störfälle auf. Des weiteren mußte kein Personal aus Dosisbelastungsgründen ausgetauscht werden.

Diese positive Bilanz wurde erreicht durch:

- intensive, sorgfältige Planung,
- entsprechende Vorbereitungsarbeiten,
- enge Zusammenarbeit mit dem anlagenerfahrenen Personal vom Kunden in jeder Phase.
- Das ausführende Montagepersonal war auch im Strahlenschutz ausgebildet. Entsprechend war die Verhaltensweise vom Personal bei der Durchführung der Arbeiten.

4.3 Demontage der Reaktordruckbehälter- (RDB-)Einbauten des Heißdampfreaktors (HDR)

Der HDR war ein Reaktor, der von der AEG gebaut, aber wegen Brennelementschäden und Nicht-Weiterverfolgung der Baulinie stillgelegt und seit 1974 für Versuchszwecke im Rahmen des BMFT-Sicherheitsprogrammes umgebaut wurde. Das Sicherheitsprogramm läuft seit 1975. Im Rahmen der Umbauarbeiten wurden Kreisläufe geändert, die RDB-Einbauten demontiert und durch Versuchseinheiten ersetzt.

4.3.1 Strahlenschutzprobleme

Die RDB-Einbauten waren kontaminiert und aktiviert. Die Planung und Durchführung der Demontage- und Transportarbeiten wurde KAH übertragen. Der örtliche Strahlenschutz war Aufgabe der KfK. Dadurch, daß KAH-Mitarbeiter bereits seit 1973 vor Ort im Auftrag der KfK bei der Planung der Umbauarbeiten und

bei der Wahrnehmung der Strahlenschutzaufgaben tätig sind, war die Voraussetzung für eine optimale Abwicklung der Demontagearbeiten gegeben.

4.3.2 Vorbereitung

- Ausführliche Dosisleistungsmessungen am RDB und Kernmantel;
- Erarbeitung des Demontagekonzepts gemeinsam;
- Bereitstellung der Werkzeuge, Geräte und Hilfsmittel;
- Aufbau von Kontaminationsschleusen;
- Bereitstellung der Schutzkleidung und -einrichtungen.

4.3.3 Demontageablauf aus der Sicht des Strahlenschutzes

- Durchsprache der Arbeit vor Beginn anhand der erstellten Spezifikation, Zeichnungen und zum Teil Fotos;
- Ankleiden des Montagepersonals mit der erforderlichen Schutzkleidung, je nach durchzuführender Arbeit; Bestücken der Einsatzpersonen mit den erforderlichen Dosimetern;
- Messen der Umgebungsdosis am Arbeitsplatz;
- Sorge tragen für Einhaltung und Überwachung der Sicherheitsmaßnahmen bezüglich auftretender Dosisleistung;
- Protokoll der Kontaminationswerte und der Dosisleistungswerte von den demontierten RDB-Einbautenteilen erstellen;
- kontinuierliche Luftüberwachung am Arbeitsplatz;
- Auskleiden des Einsatzpersonals nach der Durchführung;
- Auswertung, Protokollierung und Überwachung der Dosimetrie.

4.3.4 Demontageablauf aus technischer Sicht

Der Ablauf der Demontage war wie folgt:

- Ausbau der Steuerstabantriebsteile vom Steuerstabantriebsraum aus;
- Grobdeko der Teile; anschließend Lagerung in der Anlage der Heißdampfreaktor-Betriebsgesellschaft (HBG);

- Ausbau der Ablaufrohre für den Dampftrockner, Rohrleitung für die Hüllenüberwachung, Kernnotkühlstutzen und HD-Krümmerunterteile vom Fahrkorb aus. Der Wasserspiegel im RDB war soweit als möglich angehoben;

- Ausbau des Speisewasserverteilers. Teilweise wurde vom oberen Kerngitter aus gearbeitet. Dafür mußten Abschirmmaßnahmen getroffen werden. Lagerung des Speisewasserverteilers im BE-Lagerbecken;

- Ausbau der Stabilisatoren für den Kernmantel;

- Abziehen der Sicherungen von den Muttern und Lösen der Muttern für die Befestigung des Kernmantels;

- fernbedientes Ziehen des Kernmantels und Abstellen im BE-Lagerbecken;

- fernbedientes Ziehen der Incore-Meßlanzen. Trennen der Incore-Meßlanzen in 2 Hälften: inaktiven und aktiven Teil (max. 700 R/h); Versenken der aktiven Hälften im BE-Lagerbecken;

- Ausbau der Steuerstabführungsrohre;

- Ausbau des Instrumentierungs-Sammelrohrs und der Incore-Führungsrohre;

- Ausbau des unteren Kerngitters und Positionieren im BE-Lagerbecken;

- Ausbau der Ringstromraumabdeckung und Kernmantel-Unterstützung sowie Positionieren im BE-Lagerbecken.

4.3.5 Allgemeines

- Alle aktivierten und stark kontaminierten RDB-Einbautenteile wurden im BE-Lagerbecken zu einer später durchgeführten Weiterbehandlung zwischengelagert. Der Rest wurde in Plastikfolie eingeschweißt und im Kontrollbereich gelagert.

- Die Vorrichtungen wurden dekontaminiert und ebenfalls bei HBG gelagert.

4.3.6 Zusammenfassung

- Die RDB-Einbautendemontage mit einer Dauer von 10 Wochen lag weit unter der geplanten Zeit.

- Die vorgefundene Strahlung von max. 700 R/h an den Incore-Meßlanzen kann nicht verglichen werden mit einem Leistungskraftwerk (50 000 R/h) heutiger Zeit. Daß die RDB-Einbauten-

demontage mit 5 Personen inklusive Bauleiter plus einem Strahlenschutzwerker vor Ort ohne Personenaustausch ausgeführt werden konnte, wurde im wesentlichen ermöglicht durch:

- Einschaltung des Strahlenschutzes bereits in der Planungsphase sowie Mitarbeit,
- Einsatz von qualifiziertem Montagepersonal,
- optimale Zusammenarbeit zwischen Technik und Strahlenschutz.

4.4 Demontage des Dampfabscheiders und Dampftrockners sowie Einbau der neuen Komponenten im Kernkraftwerk Würgassen

Das Projekt bestand im wesentlichen aus 3 Arbeitsschritten:

- Beseitigung des kontaminierten und z.T. aktivierten Dampfabscheiders und des kontaminierten Dampftrockners,
- Arbeiten im Abscheidelagerbecken,
- Montage der neuen Komponenten.

4.4.1 Endbeseitigung des Dampfabscheiders und Dampftrockners

Auf Grund der relativ hohen Dosisleistung der Komponenten wurde den Vorbereitungsmaßnahmen besondere Aufmerksamkeit gewidmet, z.B. wurden alle Transportbewegungen weitgehendst fernbedient geplant und durchgeführt.

Trotz technischer Probleme (Ist-Zustand der Komponenten entsprach nicht den Zeichnungen) und organisatorischer Mängel (keine intensive Vorbereitung des Montagepersonals) fiel die Kollektivdosis mit ca. 7 rem geringer als erwartet aus.

4.4.2 Arbeiten im Abscheidelagerbecken

Um die Montage der neuen Komponenten durchzuführen, mußten die Absetzpositionen im Becken geändert werden. Da im Arbeitsbereich sehr hohe Kontaminationen vorlagen, wurden folgende Maßnahmen durchgeführt:

- Alle Wände des Abscheidelagerbeckens wurden mit Folie abgeklebt.
- Der Boden wurde mit begehbaren Platten ausgelegt.

- Arbeitspositionen wurden, soweit nötig, freigelegt und ausführlich dekontaminiert.

- Es wurden zusätzlich Kontaminationsschleusen aufgebaut und für das im Abscheidelagerbecken tätig werdende Personal farblich andere Kontaminationsschutzanzüge vorgeschrieben.

- Alle Arbeiten (insbesondere Schleif- und Schweißarbeiten) wurden unter Anwendung von Arbeitsplatzabsaugungen durchgeführt.

- Kontinuierliche Überwachung der Luftaktivität.

4.4.3 Montage der neuen Komponenten im Druckbehälter

Der Strahlenschutz hatte seine vorbereitenden Maßnahmen für die Tätigkeiten im Abscheidelagerbecken getroffen. Diese Maßnahmen wurden für die Arbeiten im Druckbehälter entsprechend erweitert, z.B.

- detaillierte Dosisleistungsmessungen mit Thermolumineszenz-Dosimetern (TLD),

- auf Grund der Meßergebnisse Durchführung von Abschirmmaßnahmen,

- kontinuierliche Überwachung aller Tätigkeiten im Druckbehälter.

Der Wasserspiegel im Druckbehälter lag bei allen Arbeiten etwa 1,5 bis 2 m über dem Kernmantelflansch. Wenn technische Ereignisse ein Absenken des Wasserspiegels erfordern, geschah dies nur unter ständigen Dosisleistungsmessungen des Strahlenschutzes. Die über einen Zeitraum von 15 Wochen laufenden Arbeiten verursachten eine Kollektivdosis von ca. 57 rem. Die 57 rem verteilten sich auf (siehe Bild 3 und 4):

- Montagepersonal	39 rem
- Technisches Führungspersonal	13 rem
- Strahlenschutz	5 rem

4.4.4 Einflußgrößen auf Personendosen

Eine Reduzierung der Strahlenbelastung des Aufsichts- und des ausführenden Personals kann durch folgende Maßnahmen erreicht werden:

- Abschirmung,
- Dekontamination,
- Einsatz von Fernsehkameras, Gegensprechanlage,
- Training des Arbeitsablaufes,
- Einsatz von Fernbedienungen,
- Automatisierung der Arbeitsfolgen.

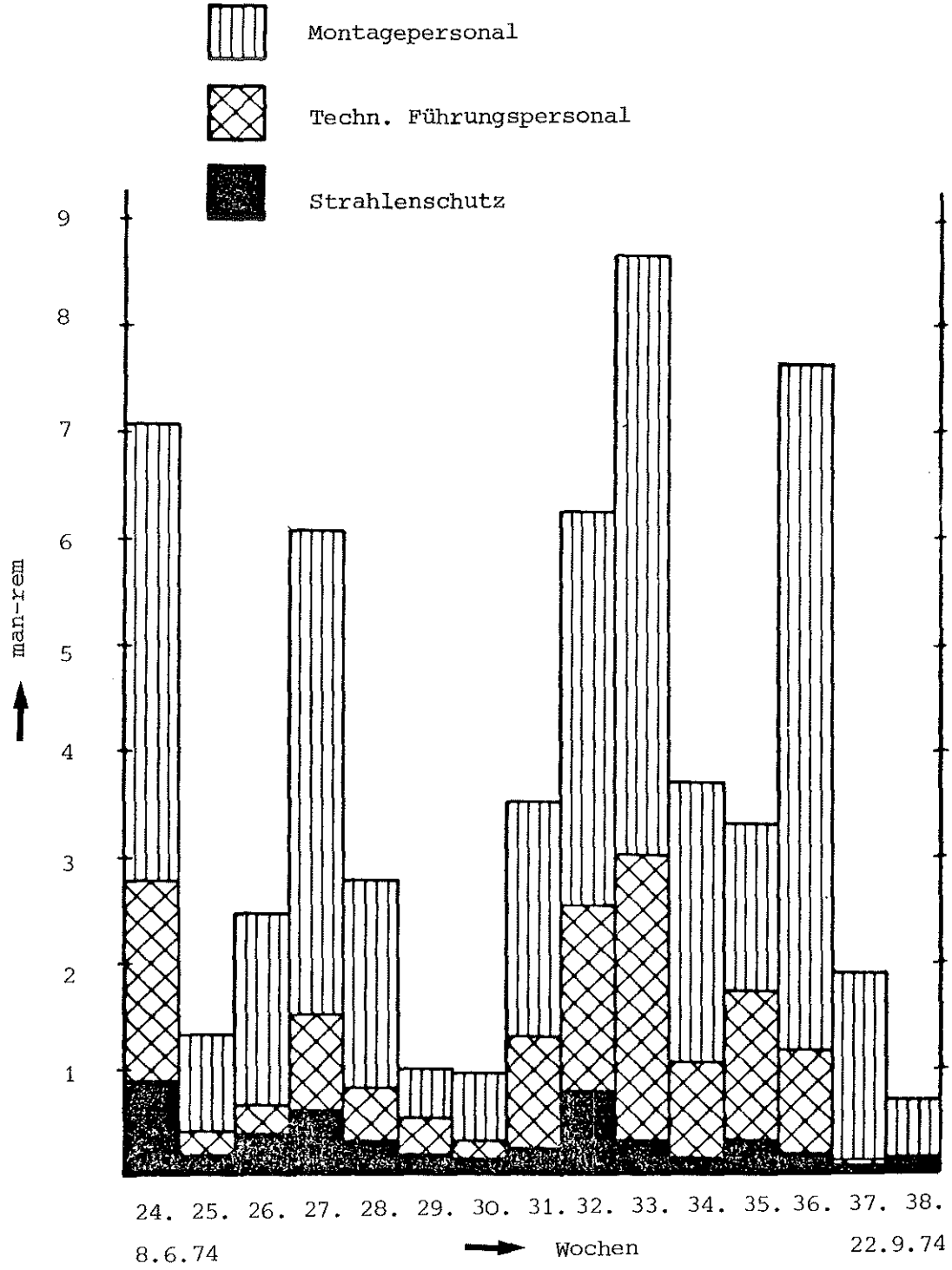


Bild 3: Dosisbelastung (in man-rem) des KAH-Personals
Auftrag KWW-207166
(Endbeseitigung und Einbautenmontage)

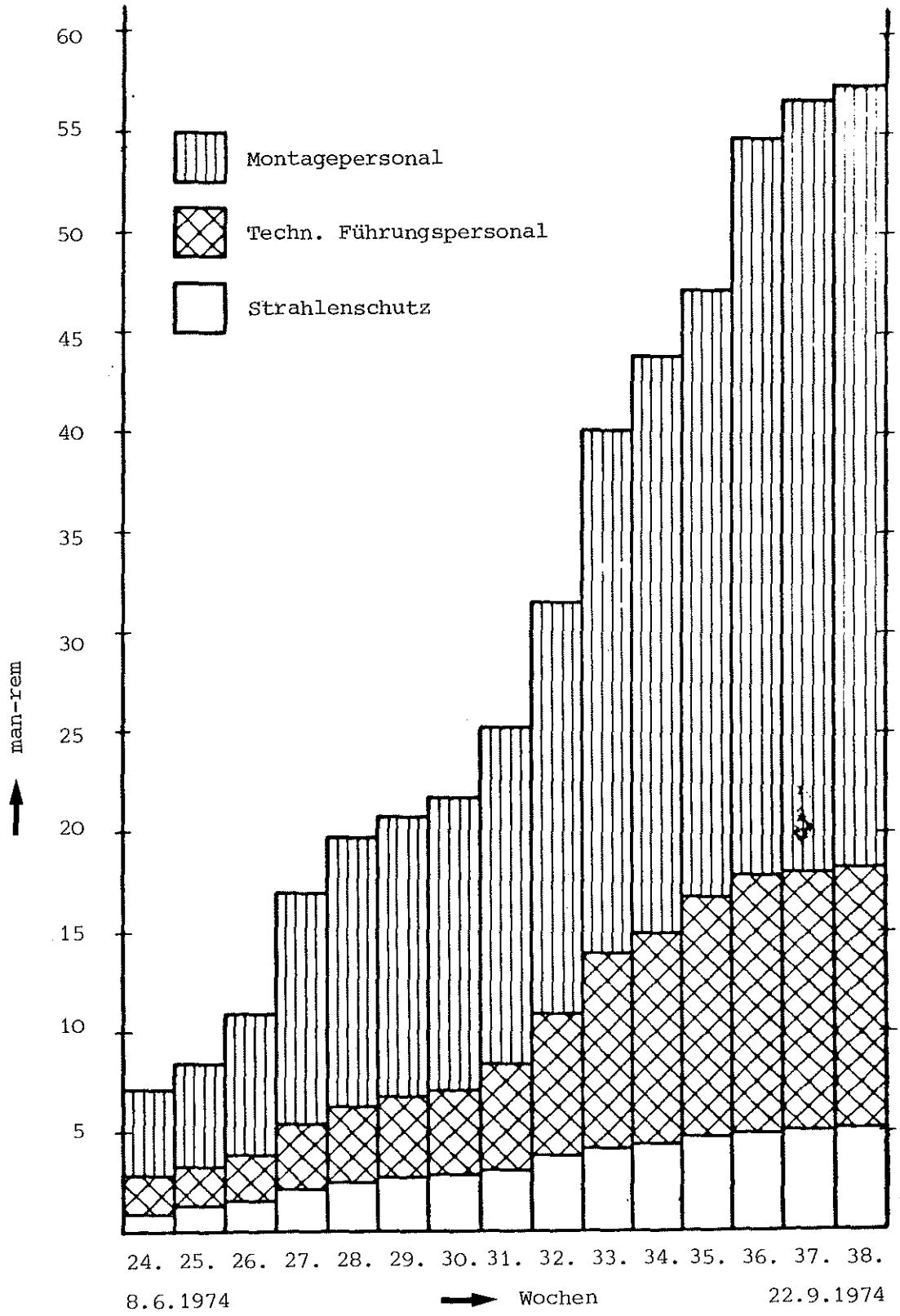


Bild 4: Dosisbelastung (in man-rem; akkumuliert) des KAH-Personals
Auftrag KWW-207166
(Endbeseitigung und Einbautenmontage)

DIE STRAHLENBELASTUNG IN EINER ANLAGE ZUR BEHANDLUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE

H. Dilger und H. Schüler

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH
Hauptabteilung Sicherheit

Kurzfassung

Das Kernforschungszentrum Karlsruhe betreibt auf seinem Gelände eine Anlage zur Dekontamination und zur Behandlung radioaktiver Abfälle aus allen Forschungseinrichtungen und Betriebsanlagen des Forschungszentrums. Zu den Großanlagen, deren radioaktive Abfälle endlagerungsfähig konditioniert werden müssen, gehören ein Forschungsreaktor (D_2O, 44 MWth), zwei Prototyp-Kernkraftwerke (D_2O, 50 MWe; LMFBR, 20 MWe) und eine Wiederaufarbeitungsanlage (40 t/a). Neben diesen Betriebsaufgaben werden neue Verfahren erprobt, um Erfahrungen bei der Dekontamination von wiederverwendbaren Geräten und Anlagenkomponenten sowie der Verarbeitung von festen und flüssigen radioaktiven Abfällen zu gewinnen. Da Anlageteile seit 1959 in Betrieb sind, müssen zur Zeit umfangreiche Teile der Anlage umgebaut bzw. neu erstellt werden.

Es wird Datenmaterial über die Personendosis - aufgeschlüsselt nach Anlagenteilen und Arbeitsgebieten - für die Jahre 1975 bis 1979 vorgelegt. Dabei zeigt sich, daß höhere Dosen bei Wartungs-, Reparatur- und Umbauarbeiten aufgenommen werden als im Routinebetrieb. Zur Überwachung von Inkorporationen finden regelmäßig Messungen im Bodycounter statt. Bei Störfällen werden zusätzlich Untersuchungen im Lungcounter und die Abgabe von Stuhl- und Urinproben angeordnet.

Die Anlagenüberwachung umfaßt Messungen der Boden- und Raumluftaktivität sowie Ortsdosisleistungsmessungen in den Gebäuden. Dadurch sollen Inkorporationen sowie die externe Strahlenbelastung so gering wie möglich gehalten werden. Die Ergebnisse von Ortsdosisleistungsmessungen außerhalb von Gebäuden werden als Isolinien dargestellt.

Abstract

On its site the Karlsruhe Nuclear Research Center is operating a facility for decontamination and treatment of radioactive waste from all research installations and service facilities of the center. The major installations include a research reactor (D_2O, 44 MWth) two prototype nuclear power plants (D_2O,

50 MWe, LMFBR, 20 MWe) and a reprocessing plant (40 metric tons per year). Their radioactive wastes have to be conditioned for ultimate storage. In addition to these service duties, new methods are tested in order to gain experience with the decontamination of reusable equipment and plant components, as well as the processing of solid and liquid radioactive wastes. Since plant components are in operation since 1959, major parts of the plant have presently to be modified or reconstructed.

Data on the personnel doses, specified according to plant components and working areas, are presented for the years 1975 to 1979. This shows that during maintenance, repair and reconstruction work higher doses are received than in routine operation. For incorporation monitoring, regular measurements in the body counter are made. In case of incidents, additional examinations with the lung counter and the delivery of fecal and urine samples are required.

Monitoring of the facility includes measurement of the activity of floors and room air, as well as local dose rate measurements in the buildings. By this means, incorporations and the external radiation exposure are to be kept as low as possible. The results of local dose rate measurements outside of buildings are presented in the form of isodose curves.

1. Einleitung

Das Kernforschungszentrum Karlsruhe betreibt auf seinem Gelände eine Anlage zur Dekontamination und zur Behandlung radioaktiver Abfälle aus allen Forschungseinrichtungen und Betriebsanlagen des Forschungszentrums. Zu den Großanlagen, deren radioaktive Abfälle endlagerungsfähig konditioniert werden müssen, gehören ein Forschungsreaktor (D_2O, 44 MWth), zwei Prototyp-Kernkraftwerke (D_2O, 50 MWe; LMFBR, 20 MWe) und eine Wiederaufarbeitungsanlage (40 t/a). Neben diesen Betriebsaufgaben werden neue Verfahren erprobt, um Erfahrungen bei der Dekontamination von wiederverwendbaren Geräten und Anlagenkomponenten und der Verarbeitung von festen und flüssigen radioaktiven Abfällen zu gewinnen. Da Anlagenteile seit 1959 in Betrieb sind, müssen zur Zeit umfangreiche Teile der Anlage umgebaut bzw. neue erstellt werden. Dabei muß der Routinebetrieb ungehindert weitergeführt werden.

2. Beschreibung der Anlage

Die Anlage besteht aus einem System von Einzelbetrieben, in denen die festen und flüssigen radioaktiven Rohabfälle so verarbeitet werden, daß sie entweder endlagerfähig oder wiederverwendbar sind.

Die wäßrigen radioaktiven Rohabfälle werden über Rohrbrücken oder mit Tankwagen dem LAW- oder MAW-Eindampfer zugeführt. In

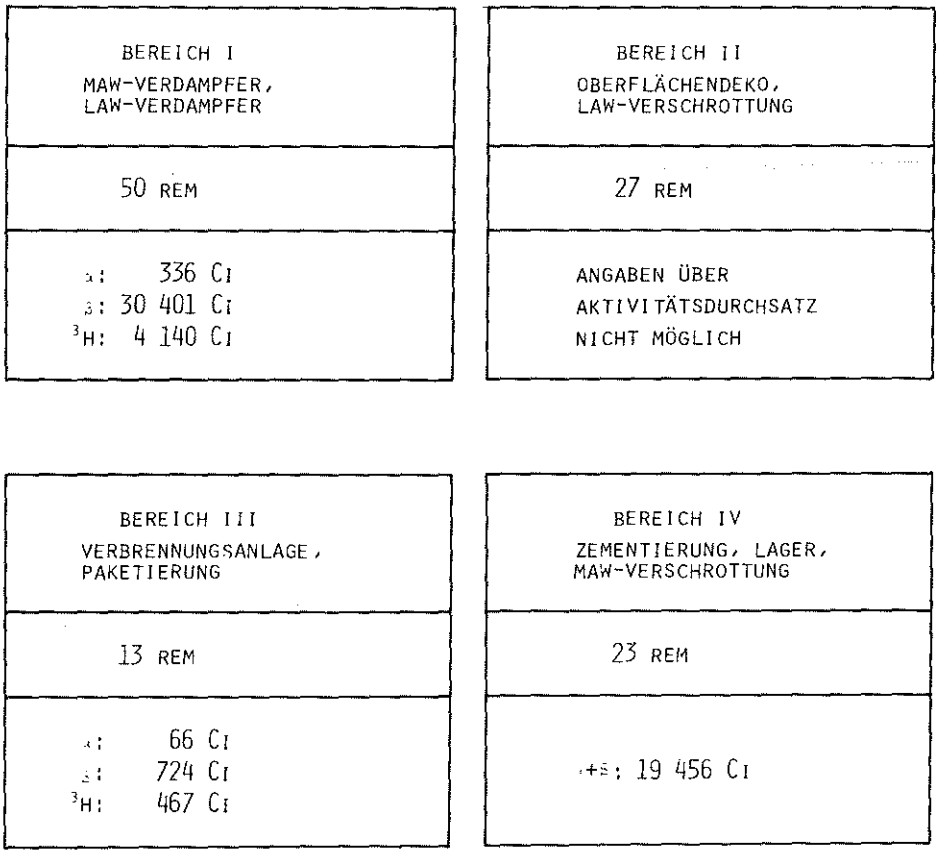


Bild 2: Gruppendosis und Aktivitätsdurchsatz in verschiedenen Bereichen der HDB

reinigungsanlage soll in verbesserter Ausführung in den Anlagenteil I integriert werden.

In Bild 3 oben sind Häufigkeitsverteilungen der Einzeldosen für den Teil I und den Teil III im Jahr 1978 aufgezeichnet. Man sieht, daß im Teil I ein größerer Anteil der Beschäftigten eine Dosis < 400 mrem empfangen hat; hierbei handelt es sich um Verwaltungs- und Überwachungspersonal. Bei dem Schicht- und Einsatzpersonal liegen die Dosen höher; der Maximalwert der Jahresdosis liegt unter 2200 mrem.

Ein anderes Bild zeigt die Häufigkeitsverteilungen im Anlagenteil III (Bild 3 unten). Die Jahresdosen zwischen 200 und 1000 mrem treten etwa gleich häufig auf. Die Jahresdosen oberhalb 2600 mrem sind durch die beiden Mitarbeiter der Kerosinreinigung bedingt.

Die Gruppendosis des Fremdpersonals lag immer höher als die des HDB-Personals. Daraus ist zu ersehen, daß die meiste Dosis nicht beim bestimmungsgemäßen Betrieb der Anlage aufgenommen

wird, sondern bei Wartungs- und Reparaturarbeiten sowie bei der Beseitigung der Folgen von Zwischen- und Störfällen.

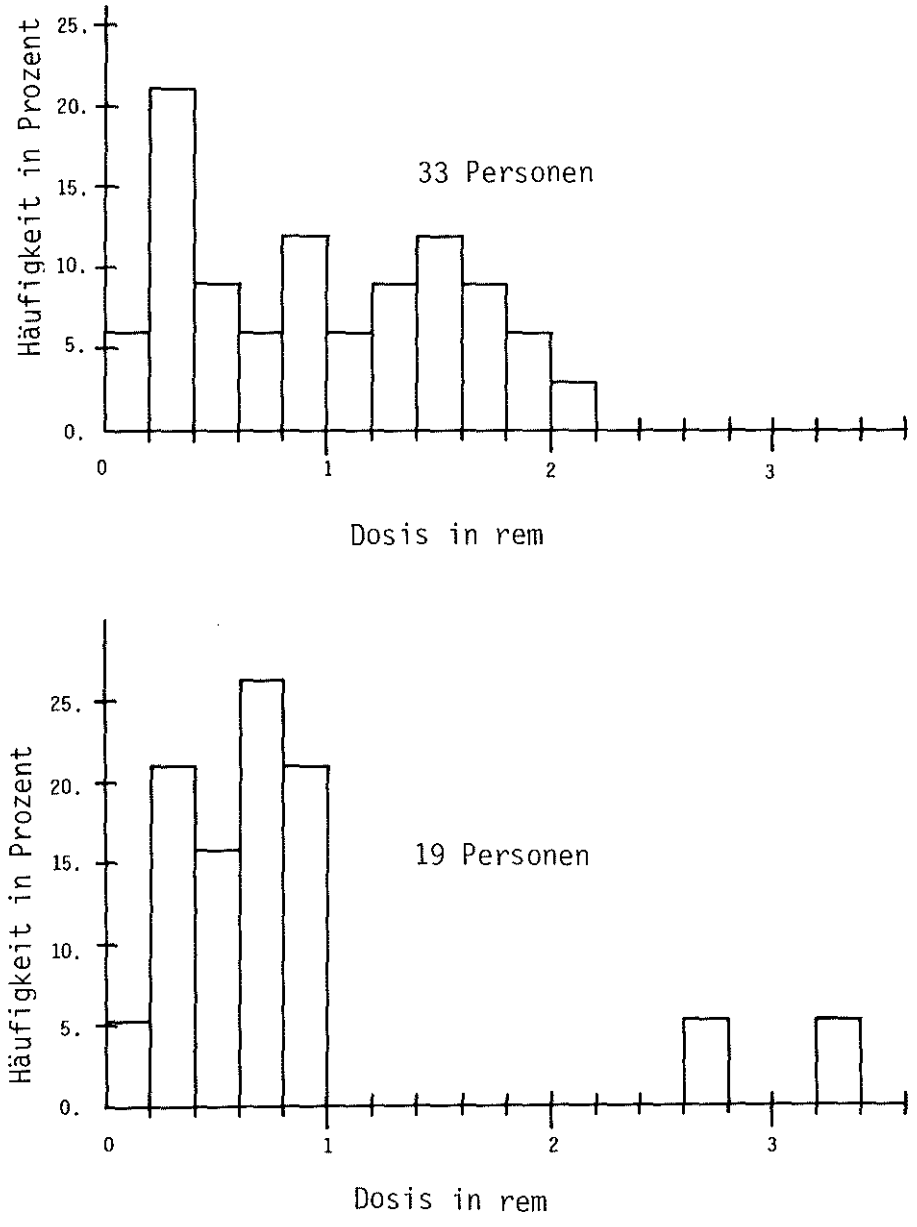


Bild 3: Häufigkeitsverteilung der Jahresdosen der Mitarbeiter des Bereiches I (oben) sowie des Bereiches III (unten) der HDB

3.1.4 Vergleich der verschiedenen Dosimetersysteme

Tabelle 1 zeigt, daß die mit dem Filmdosimeter gemessenen Werte im Mittel um ca. 25 % unter denen liegen, die mit der Taschenionisationskammer (TIK) ermittelt wurden. Eine Erklärung für die niedrigeren Meßwerte der Filmdosimeter ist der höhere Ansprechwert des Filmes von 40 mrem gegenüber 20 mrem bei der TIK. Andere Gründe könnten die stärkere Richtungsabhängigkeit des Filmes gegenüber dem Stabdosimeter sein und die Tatsache, daß mit dem Film Quantenstrahlung und Teilchenstrahlung höherer Energien getrennt, mit der TIK jedoch nur integral ermittelt werden können.

3.2 Dosis durch innere Bestrahlung

Größere Bereiche des LAW- und MAW-Verdampfers waren in den zurückliegenden Jahren so kontaminiert, daß sie nur mit Atemschutzgeräten begehbar waren (vgl. Abschnitt 4). In der Oberflächendekontamination und der LAW-Verschrottung werden die Arbeiten zum größten Teil in Vollschutzanzügen durchgeführt. In den anderen Anlagenteilen müssen bei Interventionen und nach Zwischen- und Störfällen Atemschutzgeräte verwendet werden.

Wegen der Möglichkeit einer Inkorporation werden alle in der HDB beschäftigten Personen routinemäßig im Bodycounter ausgemessen und Urinproben untersucht. Bei Störfällen werden zusätzlich Messungen im Lungcounter und die Abgabe von Stuhlproben angeordnet.

3.2.1 Messungen im Bodycounter

Neueingestellte Mitarbeiter werden vor Arbeitsaufnahme im Bodycounter untersucht. Die weiteren Routinemessungen erfolgen im Abstand von drei bis sechs Monaten; beim Ausscheiden wird eine Abschlußuntersuchung durchgeführt. Das Datenmaterial über diese Untersuchungen ist in Tabelle 2 zusammengestellt. Es werden die Anzahl der Messungen und die Anzahl der Inkorporationen in Prozent der Bodyburden aufgeschlüsselt. Bei Inkorporationen verschiedener Nuklide wurde nur die höchste prozentuale Bodyburden aufgeführt.

Seit 1975 sank die Zahl der Inkorporationen von 66 beim HDB-Personal und 113 beim Fremdpersonal auf 14 bzw. 24 im Jahre 1978 ab, obwohl sich die Zahl der Untersuchungen insgesamt fast verdoppelte. Es wurden folgende Nuklide festgestellt: ^{137}Cs, $^{106}Ru/Rh$, ^{60}Co, ^{134}Cs, ^{54}Mn, ^{58}Co, ^{131}J.

Gruppe	Jahr	Anzahl der gesamten Messungen	ohne Befund %	Anzahl der Inkorporationen in % der Bodyburden		
				< 1	1 - 10	10 - 20
Betrieb	1975	146	55	66	0	0
	1976	182	85	27	0	0
	1977	285	95	13	0	0
	1978	330	96	14	0	0
Fremdfirmen	1975	351	68	112	1	0
	1976	332	87	42	1	0
	1977	445	89	49	1	0
	1978	482	95	23	0	1

Tab. 2: Inkorporationsüberwachung im Bodycounter für die Betriebs- und Fremdfirmengruppen der HDB

3.2.2 Ausscheidungsanalyse

Von allen Mitarbeitern werden in halb- oder ganzjährigem Abstand Urinproben routinemäßig auf Pu, ^{3}H oder ^{14}C untersucht. Stuhl- und Urinproben werden bei Inkorporationsverdacht über einen Zeitraum von mindestens drei Tagen gesammelt und auf Pu und Transplutoniumelemente untersucht. Als Abschluß der Auswertung nach einem Zwischenfall wird unter Berücksichtigung der Meßwerte des Lungcounters für jede untersuchte Person eine Abschätzung der Menge des inkorporierten Nuklides in Anteilen der zulässigen Jahresaktivitätszufuhr (JAZ) gemacht (Tabelle 3).

Eine besondere ärztliche Überwachung und weitergehende Maßnahmen sind nach der deutschen Strahlenschutzverordnung erst bei Überschreitung der doppelten JAZ notwendig. Eine Überschreitung der Dosisgrenzwerte für den Ganzkörper oder ein Organ traten nicht auf, da die Dosis für Pu als "dose commitment" berechnet wird.

4. Anlagenüberwachung

Um die zu erwartende Dosis durch Inkorporation und äußere Bestrahlung abschätzen zu können, werden routinemäßige Messungen der Bodenaktivitäten, der Raumluftaktivitäten und der Dosisleistung durchgeführt. Die Meßergebnisse der Boden- und Raumluftaktivitäten werden in Diagrammen über der Zeit aufgetragen. Man erhält so Felder der Boden- und Raumluftaktivität, die den Anlagenzustand charakterisieren und eventuell vorhandene Entwicklungen erkennen lassen. Dosisleistungsmessungen werden zum Aufspüren von Strahlenquellen durchgeführt, die dann anschließend beseitigt oder abgeschirmt werden. In Abständen von ca. 3 Monaten werden die Ortsdosisleistungen im gesamten Anlagengebiet gemessen und als Isolinien dargestellt.

4.1 Bodenaktivitäten

Für die routinemäßige Kontrolle der Anlage wird in den Räumen wöchentlich eine repräsentative Zahl von Wischtesten genommen und in einem Vielprobenwechsler ausgemessen. Dabei wird jeweils über eine Fläche von 100 cm^2 gewischt und ein Abwischfaktor von 10 % angenommen. Aus den Meßwerten der Proben eines Raumes wird eine mittlere Oberflächenaktivität errechnet und in die Diagramme als Wochenwert eingetragen. In den Abbildungen 4 bis 11 sind für ausgewählte Räume die Bodenaktivitäten in den Jahren 1976 bis 1978 zusammengestellt. Die horizontalen Linien in den Abbildungen stellen KfK-interne Grenzwerte dar, die 1/10 der Werte entsprechen, die in der Strahlenschutzverordnung angegeben sind. Die Abbildungen werden zusammen mit den Diagrammen für die Raumluftaktivitäten besprochen.

Jahr	Zahl der Messungen	Nuklid	Zahl der Inkorporationen in % der JAZ				
			< 1	< 10	< 50	< 100	< 200
1977	83	^{3}H	48				
	40	^{14}C	40				
	32	$^{238}Pu/^{239}Pu$	10	4	4	6	5
1978	74	^{3}H	42				
	37	^{14}C	37				
	195	$^{238}Pu/^{239}Pu$	79	7	4		
	53	Transplutonium-elemente (hauptsächlich ^{241}Am)	12	1			

Tab. 3: Inkorporationsmessungen durch Ausscheidungsanalyse für den Bereich HDB

4.2 Raumluftaktivitäten

In Räumen, die kontaminiert sind, oder in denen mit Aktivitätsfreisetzungen gerechnet werden muß, werden täglich Filter von Luftstaubsammlern ausgewertet. Die Luftstaubsammler arbeiten mit einem Luftdurchsatz von 10 bis 50 m^3/h, der Filterdurchmesser beträgt 20 cm. Aus der gemessenen Filteraktivität und dem Luftdurchsatz wird die Aktivitätskonzentration berechnet. Dieser so ermittelte Wert wird dann als repräsentativ für den Raum angenommen, wenn die Sammelzeit so lang ist, daß mindestens ein Rauminhalt Luft durch das Filter abgesaugt wurde. Aus den Tageswerten werden Wochenmittelwerte gebildet.

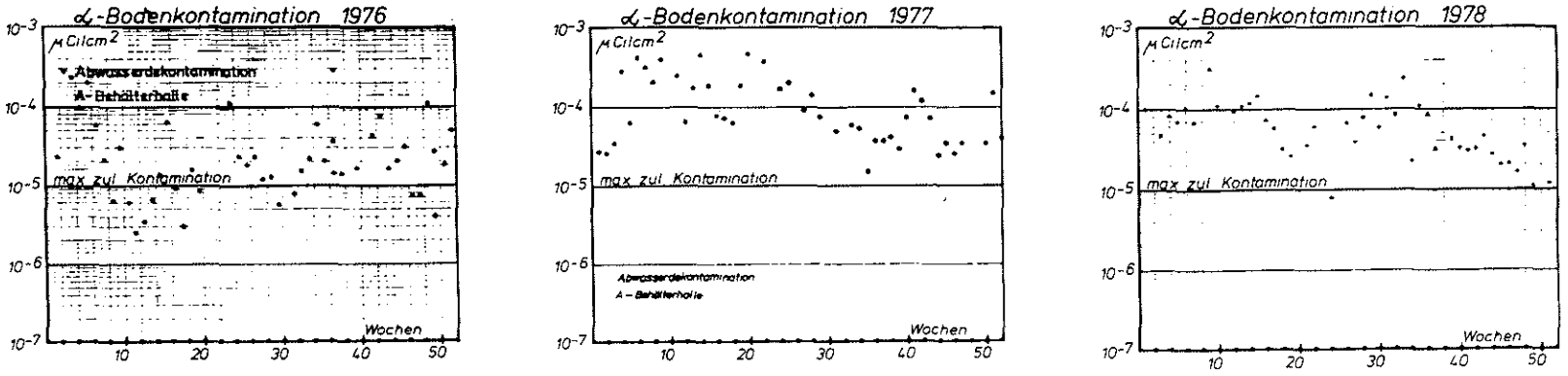
In den Abbildungen 4 bis 11 sind für die Räume, von denen die Bodenaktivitäten in Diagrammen dargestellt sind, auch die Raumluftaktivitäten auf ähnliche Weise aufgetragen. Die horizontalen Linien bedeuten Grenzwerte, die auf Grund der Vorschriften der Strahlenschutzverordnung errechnet werden.

Bei einem angenommenen Jahresinhalationsvolumen einer arbeitenden Person von 2500 m^3 führen diese Aktivitätskonzentrationen in der Luft zum Grenzwert der Jahresaktivitätszufuhr für das ungünstigste α- bzw. β-aktive Nuklid, das in der Anlage auftritt. Die Grenzwerte wurden 1978 herabgesetzt und liegen jetzt bei $1 \cdot 10^{-12}$ Ci/m^3 für α-aktives Nuklidgemisch und bei $4 \cdot 10^{-11}$ Ci/m^3 für β-aktives Nuklidgemisch. Sie sind in den entsprechenden Abbildungen 4 bis 11 als horizontale gestrichelte Linie eingetragen.

Die Abbildungen 4 und 5 zeigen die Kontaminationsverhältnisse in der "A-Behälterhalle" der LAW-Verdampferanlage, in der die flüssigen Abfälle angeliefert werden. Hier sind die Kontaminationsverhältnisse in den letzten drei Jahren nahezu unverändert geblieben; sowohl bei den Bodenkontaminationen als auch bei den Raumluftkontaminationen sind die Grenzwerte überschritten. Dieser Raum ist bis zum Abschluß der Umbauarbeiten nur mit Atemschutzgeräten begehbar.

Entscheidend verbessert haben sich die Kontaminationswerte im "Transport-/Bedienungsgang" (siehe Abbildungen 6 und 7). Seit dem zweiten Halbjahr 1978 wird er in der Regel ohne Atemschutzgerät begangen. Die "G-Behälterhalle", in der das Destillat im LAW-Verdampfer anfällt, kann schon seit 1977 ohne Atemschutzgerät begangen werden (siehe Abbildungen 8 und 9).

Generell als gut sind die Kontaminationsverhältnisse im Anlagenteil III, "Betriebsraum 2. OG" (siehe Abbildungen 10 und 11), zu bezeichnen. In diesem Raum steht der Verbrennungsofen. Normalerweise treten keine Kontaminationen auf. Kurzzeitig können aber - wie zwischen der 26. und 28. Woche 1978 - doch erheblich über den Grenzwerten liegende Raumluftaktivitäten auftreten. Deshalb wird beim Beschicken des Verbrennungsofens eine Filtermaske getragen, um Inkorporationen soweit als möglich zu verhindern.



Anmerkung: Die mit "max. zul. Kontamination" bezeichneten Werte sind KfK/ADB-interne Grenzwerte, sie betragen 1/10 der Werte der Anlage IX/2 der Strahlenschutzverordnung.

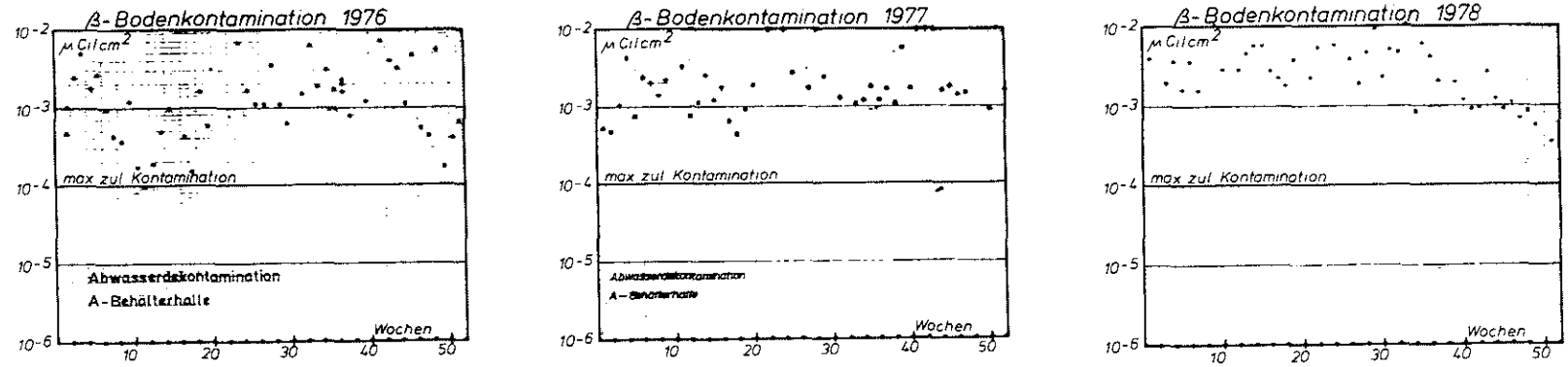
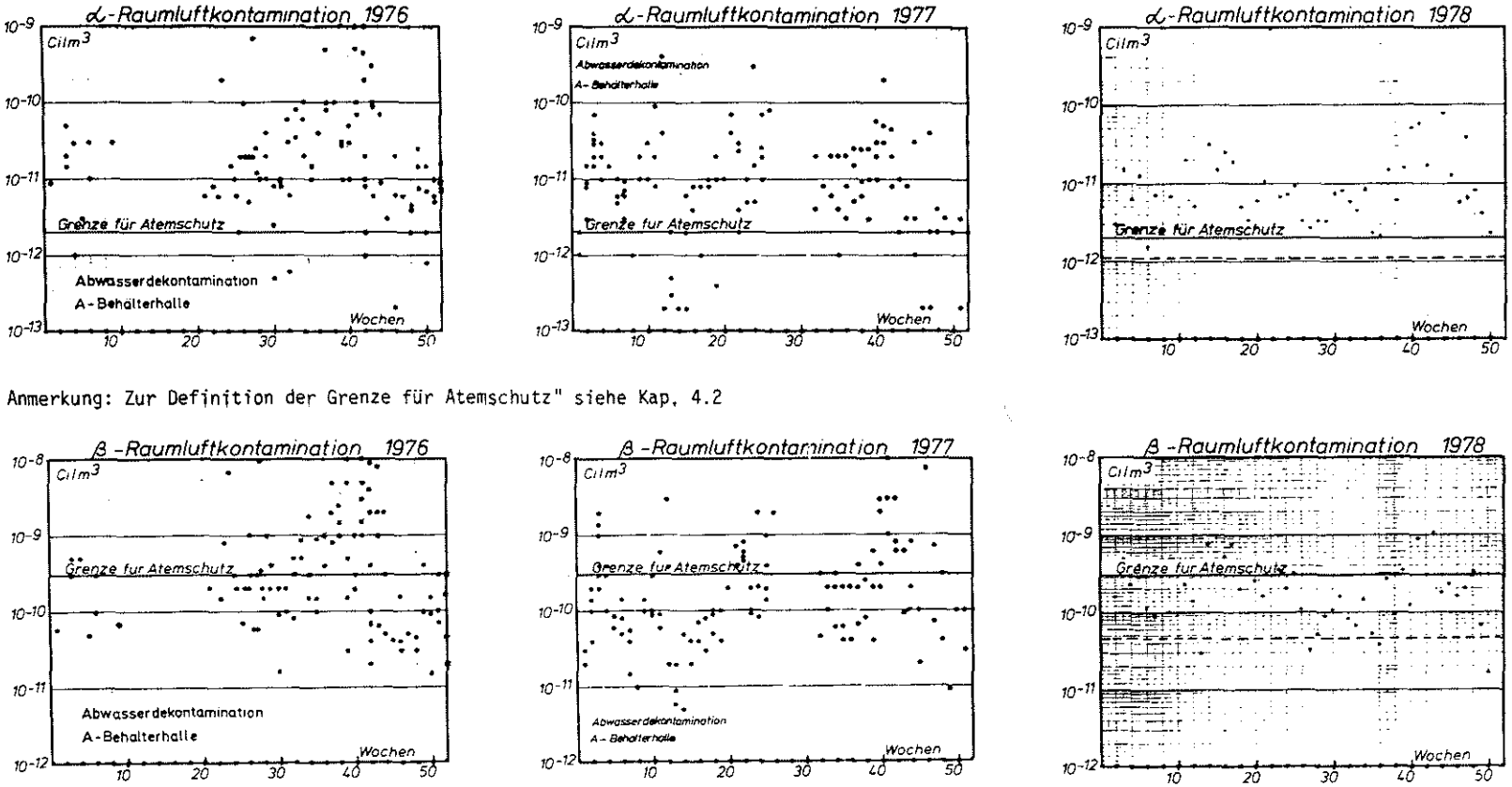
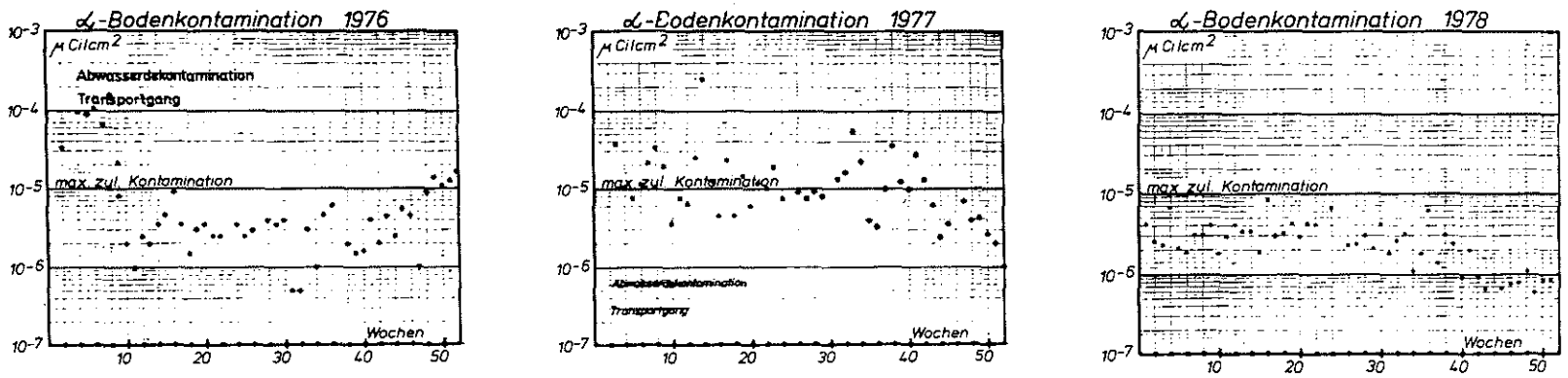


Bild 4: Geb. 545 Bodenkontamination "A-Behälterhalle"



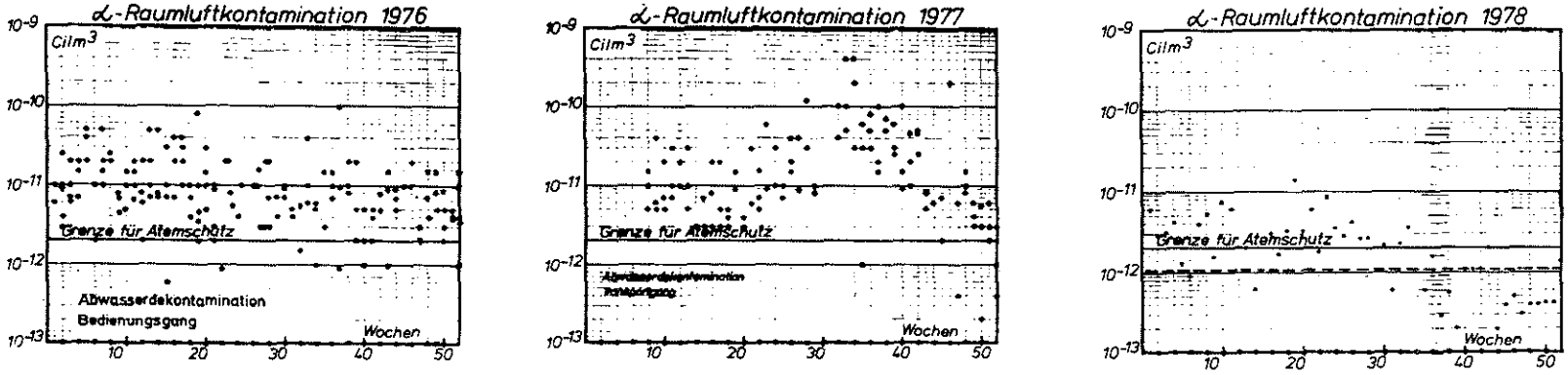
Anmerkung: Zur Definition der Grenze für Atemschutz" siehe Kap. 4.2

Bild 5: Geb. 545 Raumluftkontamination "A-Behälterhalle"



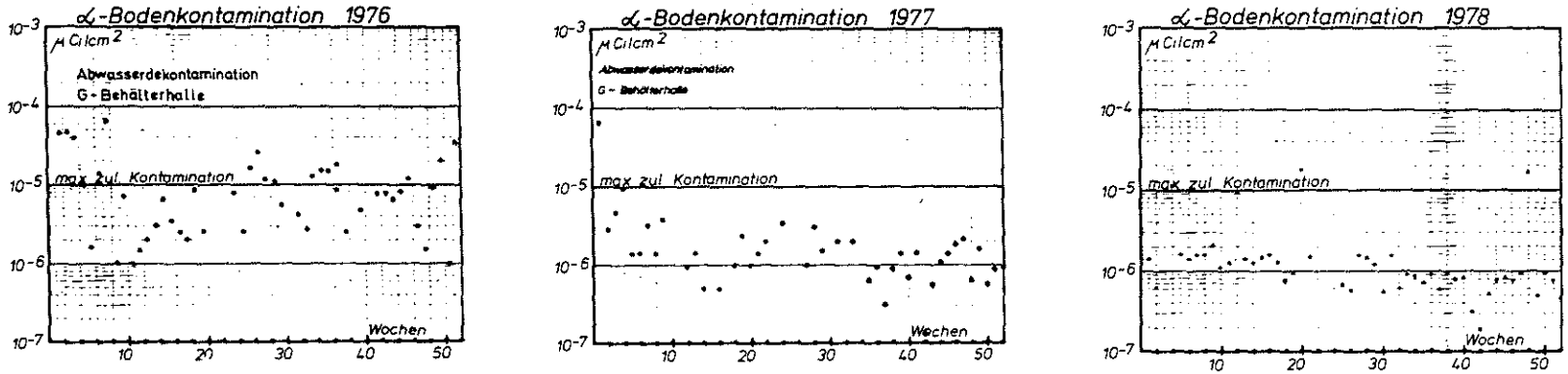
Anmerkung: Die mit "max. zul. Kontamination" bezeichneten Werte sind KfK/ADB-interne Grenzwerte, sie betragen 1/10 der Werte der Anlage IX/2 der Strahlenschutzverordnung.

Bild 6: Bodenkontamination Geb. 545, "Transport-/Bedienungsgang"



Anmerkung: Zur Definition der "Grenze für Atemschutz" siehe Kap. 4.2

Bild 7: Raumluftkontamination Geb. 545 "Transport-/Bedienungsgang"



Anmerkung: Die mit "max. zul. Kontamination" bezeichneten Werte sind KfK/ADB-interne Grenzwerte, sie betragen 1/10 der Werte der Anlage IX/2 der Strahlenschutzverordnung

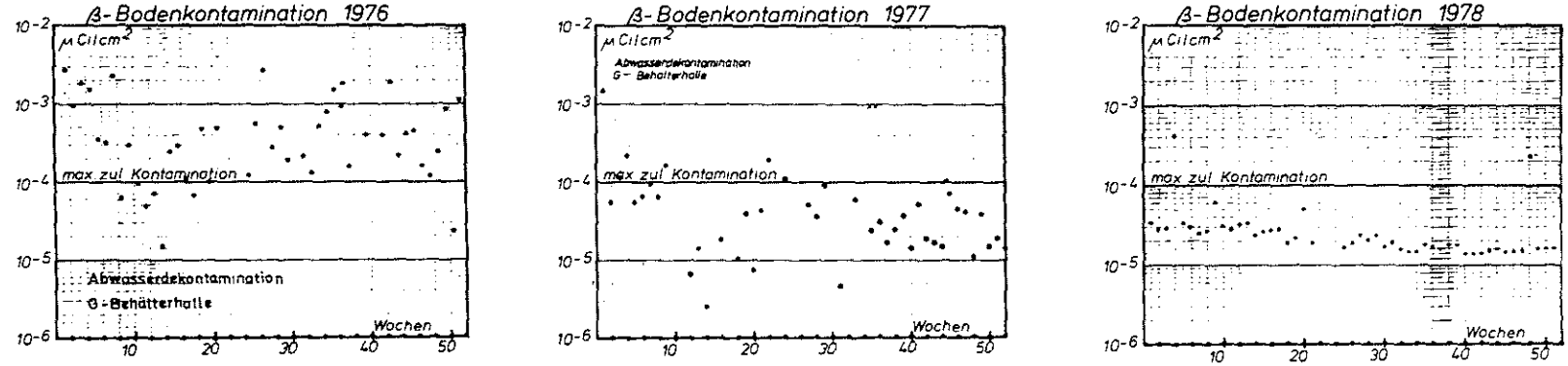
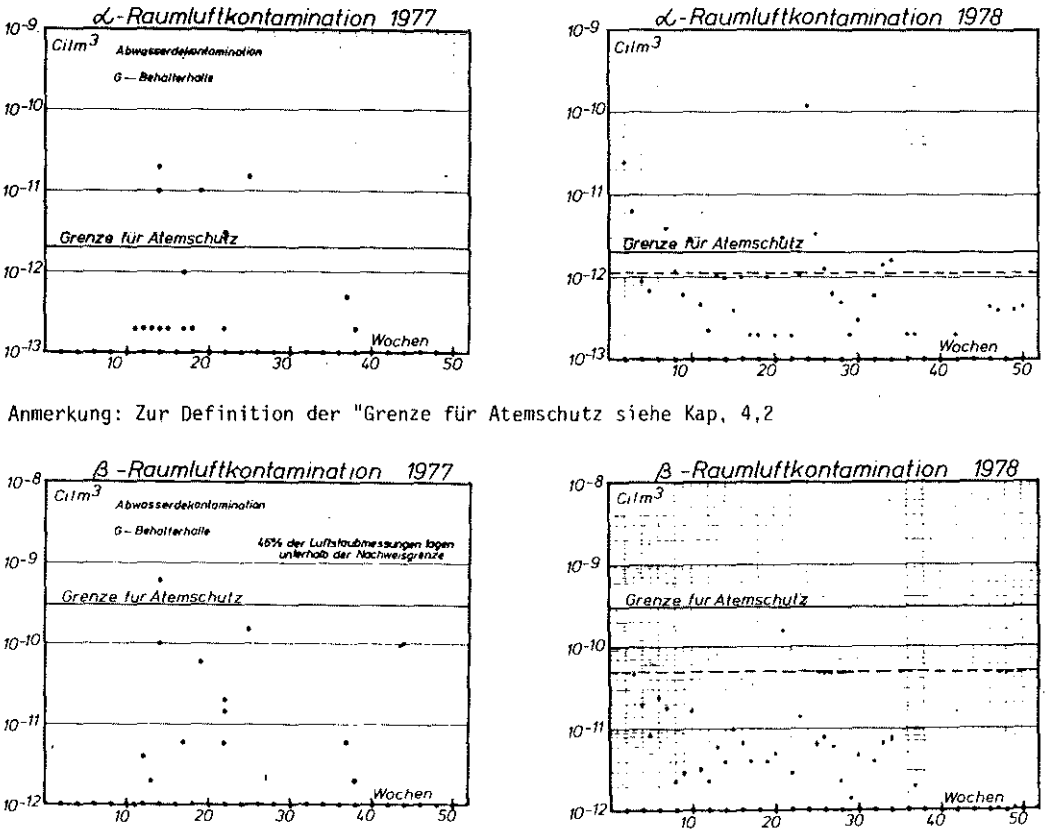
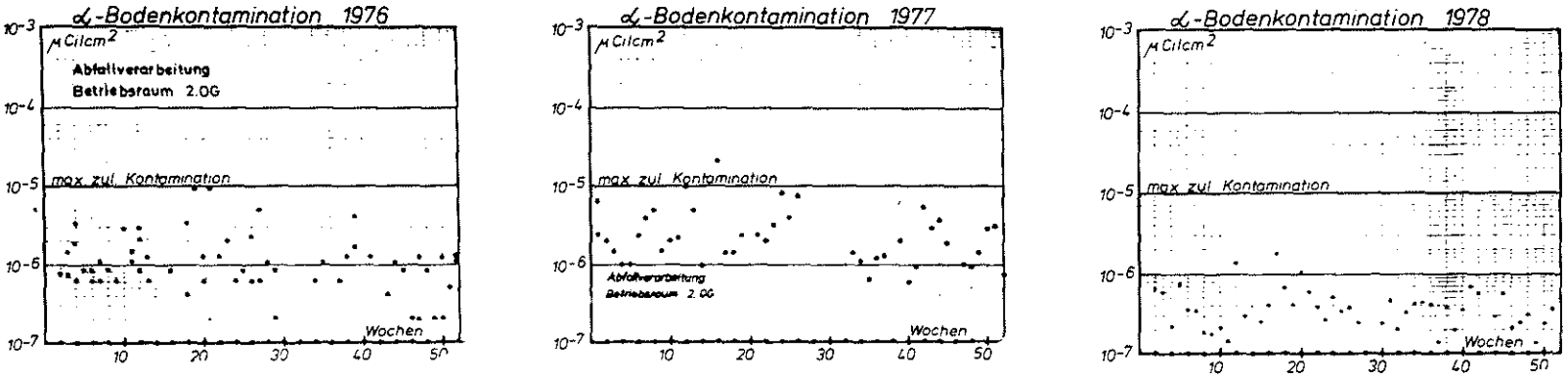


Bild 8: Geb. 545 Bodenkontamination "G-Behälterhalle"



Anmerkung: Zur Definition der "Grenze für Atemschutz siehe Kap. 4,2

Bild 9: Geb. 545 Raumluftkontamination "G-Behälterhalle"



Anmerkung; Die mit max. zul. Kontamination" bezeichneten Werte sind KfK/ADB-interne Grenzwerte, sie betragen 1/10 der Werte der Anlage IX/2 der Strahlenschutzverordnung.

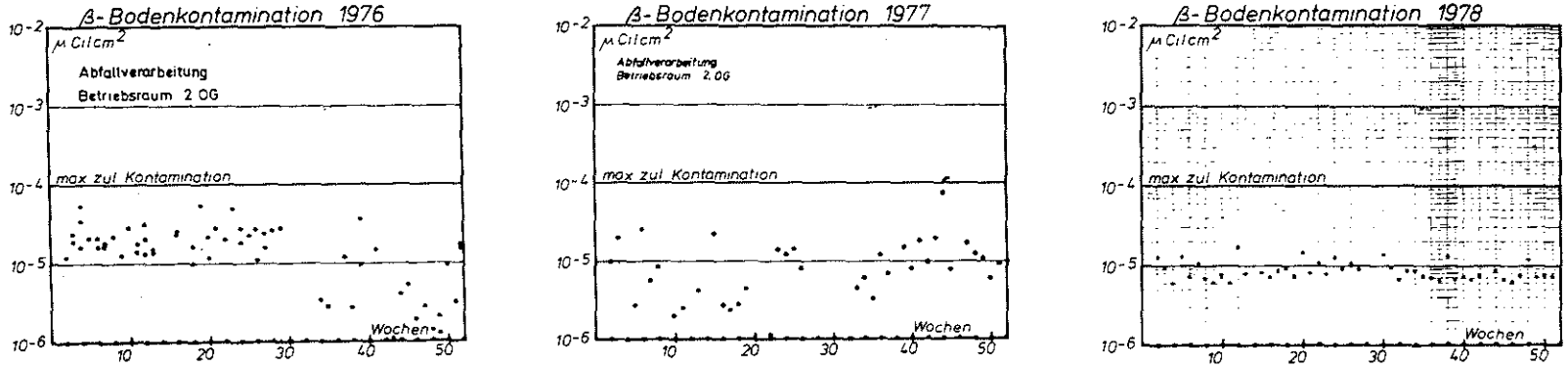
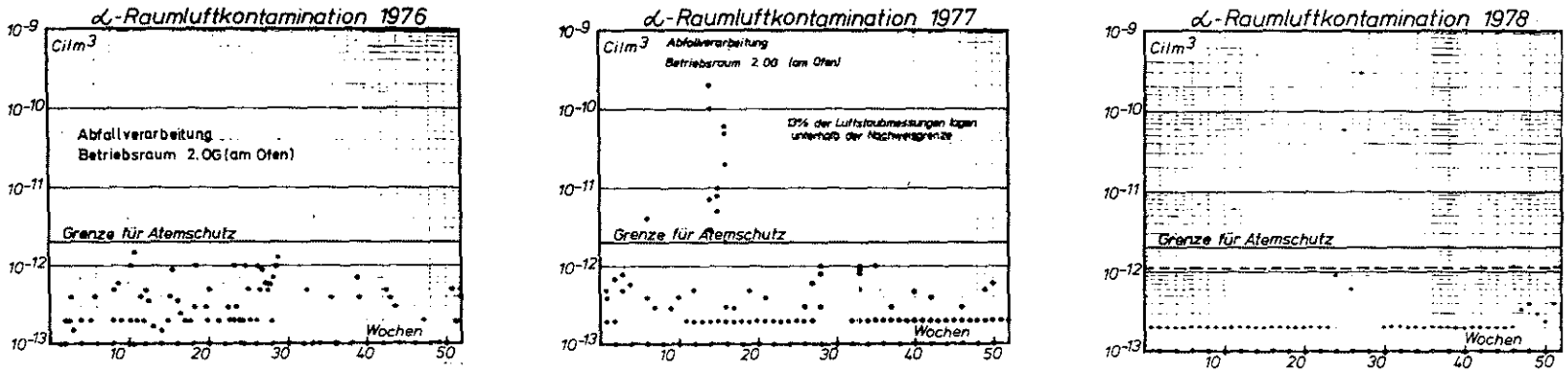


Bild 10: Geb. 536 Bodenkontamination "Betriebsraum 2. OG"



Anmerkung: Zur Definition der "Grenze für Atemschutz" siehe Kap. 4.2

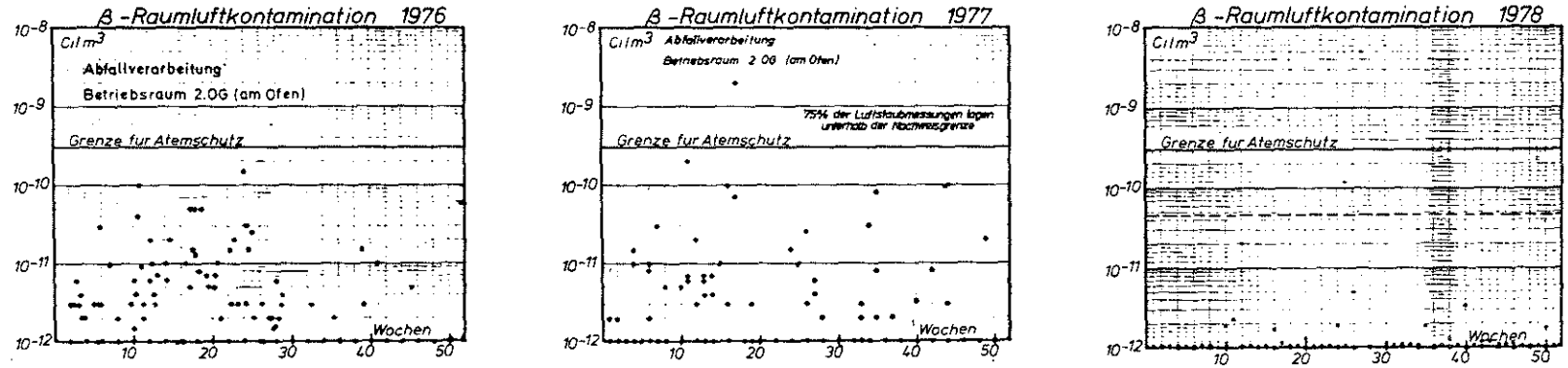


Bild 11: Geb. 536 Raumluftkontamination "Betriebsraum 2. OG"

4.3 Dosisleistungsmessungen

Hier wird nur über die Ortsdosisleistungsmessungen außerhalb der Anlagen berichtet. Die Messungen werden mit einem Szintillationszähler durchgeführt, wobei an ca. 100 vorgegebenen Orten in 1 m Höhe über dem Boden gemessen wird. In den Abbildungen 12 und 13 sind Isolinien der Dosisleistungen zu zwei Zeitpunkten aufgetragen. Man erkennt als Hauptstrahlungsquellen das Zwischenlager für radioaktive Abfälle und die Verdampferanlage. Rohrbrücken, über die die flüssigen, leichtaktiven Abfälle antransportiert werden, bilden sich als Linienquellen ab.

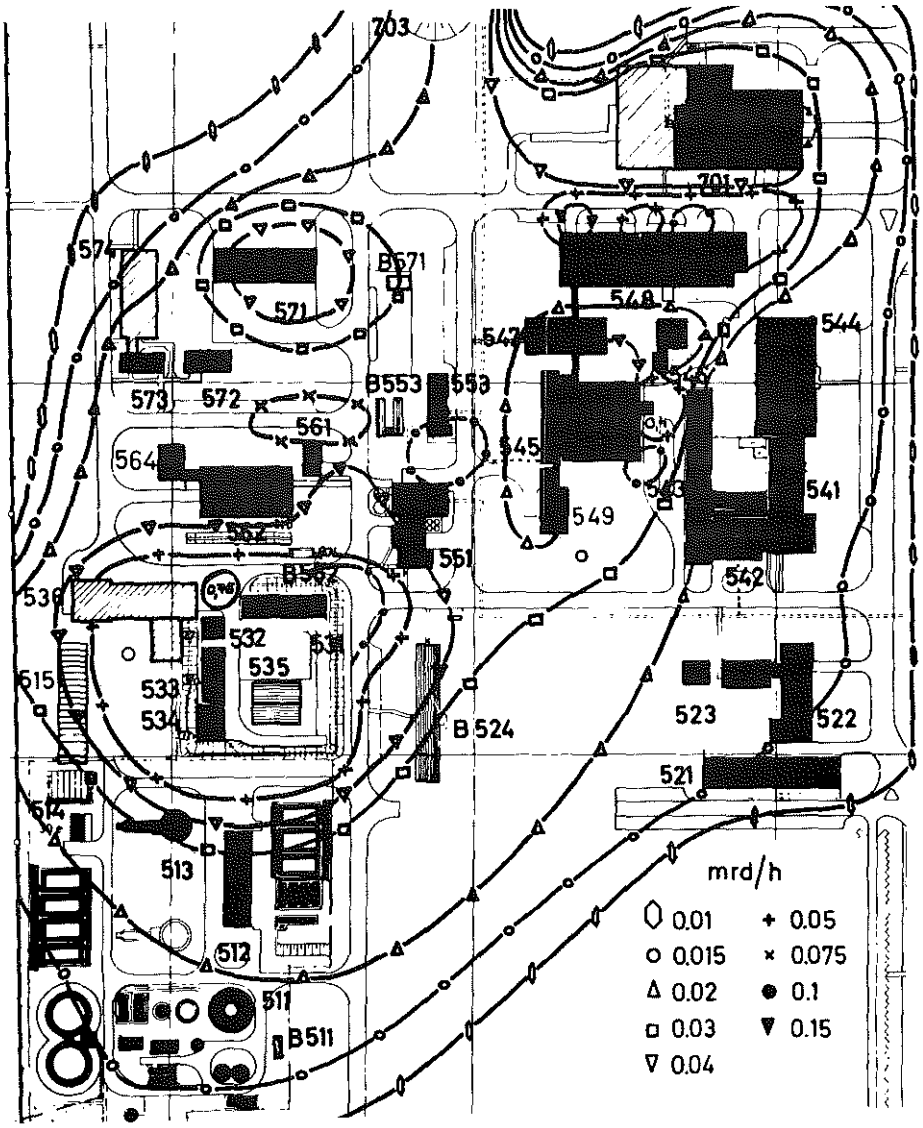


Bild 12: Isodosislinien im Bereich der HDB vom 15.4.1979

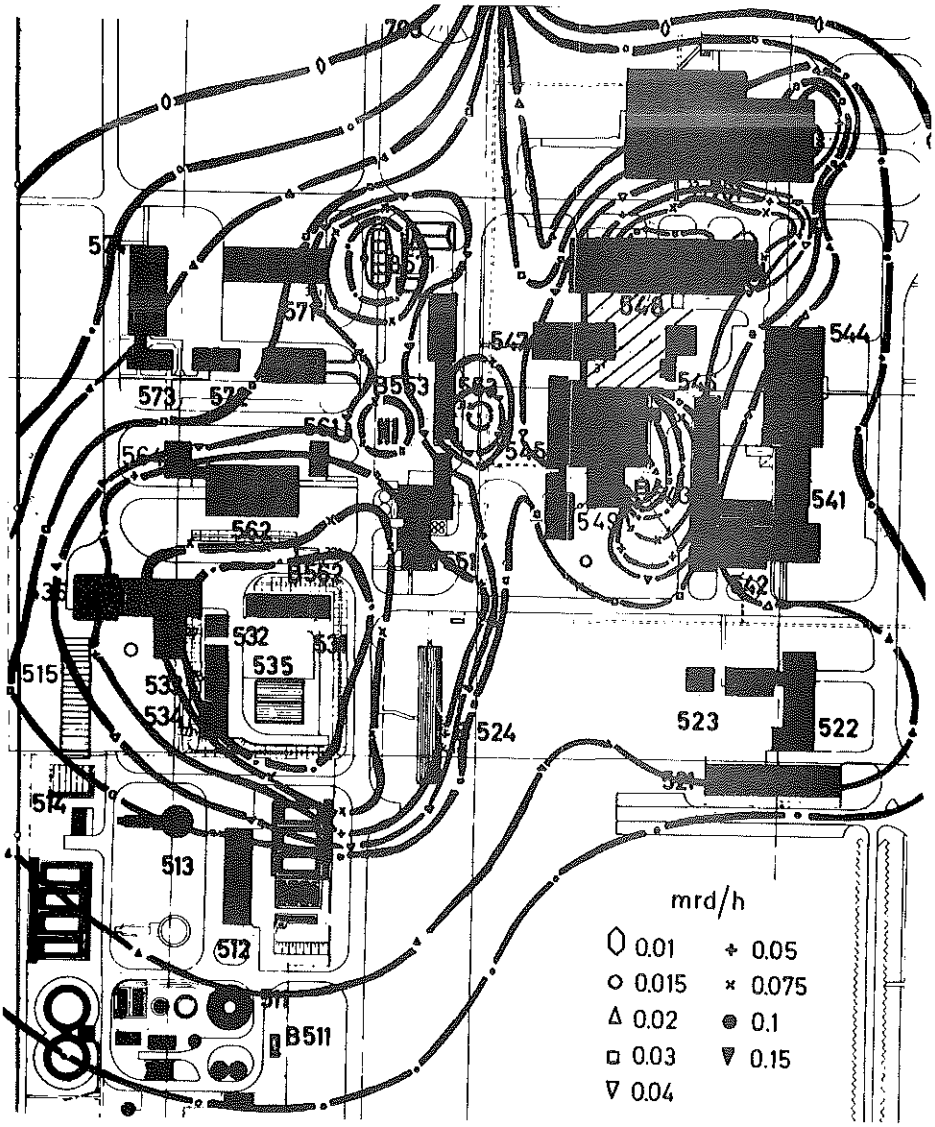


Bild 13: Isodosislinien im Bereich der HDB vom 27.6.1979

UNTERSUCHUNGEN ZUR STRAHLENEXPOSITION DURCH RADIOAKTIVES JOD IN DER MEDIZIN[1])

K.D. Keller, B. Glöbel, H. Muth, E. Oberhausen, R. Kunkel

Institut für Biophysik der Universität des Saarlandes und Abteilung für Nuklearmedizin der Universitätskliniken, Homburg (Saar)

Kurzfassung

Im Rahmen der Durchführung eines Forschungsvorhabens wurde an der Homburger Universitätsklinik die Verbreitung von Radiojod (J-125, J-131 und J-123) bei der Durchführung von Radioimmunoassays, nuklearmedizinischer Funktionsdiagnostik und Therapie untersucht. Anhand von mehr als 1000 Einzelmessungen ist eine Bilanzierung des Radiojodflusses durchgeführt worden. Hierbei wurde die verwendete Nuklidmenge mit der gemessenen Aktivität in beruflich strahlenexponierten Mitarbeitern, Luft, Wasser, Raumoberflächen und festem Abfall in Korrelation gesetzt. Es zeigte sich, daß der Hauptteil der Aktivität mit Abwasser und festem Abfall abgeführt, jedoch die Strahlenbelastung der Mitarbeiter im wesentlichen durch Inhalation von Radiojod mit der Atemluft und Oberflächenkontaminationen verursacht wird. Je nach Beschaffenheit der Präparate werden zwischen 0,1 und 3 % der vorhandenen Jodaktivität pro Tag in die Luft freigesetzt. Die gemessenen Zahlenwerte sind dazu verwendet worden, die interne und externe Strahlenexposition der beruflich strahlenexponierten Mitarbeiter abzuschätzen. Für die Schilddrüse wurden einige rem/a ermittelt. Die externe und interne Exposition liegt im Bereich unter 1 mrem/a.

Abstract

Within the frame of a research project, the distribution of radioactive iodine (I-125, I-131, and I-123) in performing radioimmunoassays, nuclear medical functional diagnostics and therapy was studied at the Homburg University Hospital. By means of more than 1000 individual measurements, there was made a detailed assessment of the flow of radioiodine. The amount of radioiodine used was correlated to the activity measured in occupationally exposed staff, in air, water, room surfaces, and solid waste. It was shown that the main share of the activity was discharged with liquid and solid wastes. The radiation exposure of the personnel, however, was found to be largely caused by inhalation of radioiodine with breathing air and by surface contaminations. Depending on the properties of

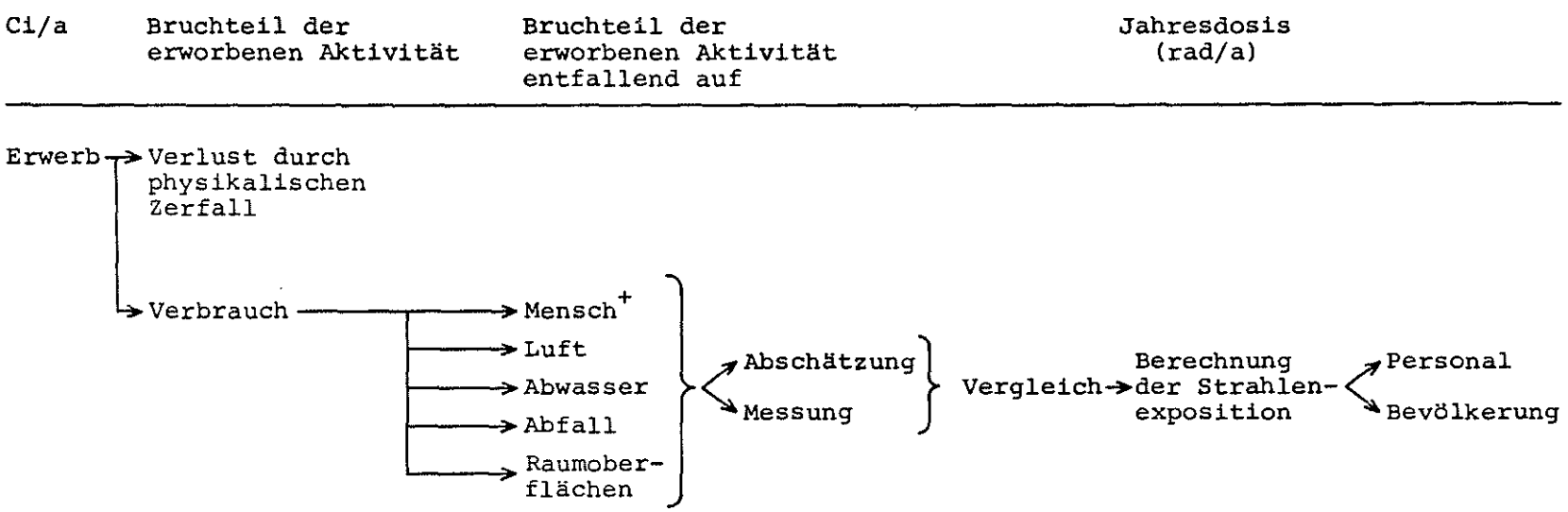
---

[1]) *Mit Unterstützung des Bundesministers des Innern*

the substances, between 0.1 and 3 % of the existing iodine activity are released into the air per day. The measured data were used to estimate the internal and external radiation exposure of the occupationally exposed personnel. The thyroid dose was found to be some rem/a. The external and internal exposure is in the range below 1 mrem/a.

Wir untersuchen im Rahmen eines Forschungsvorhabens das Auftreten und die Verteilung von radioaktiven Stoffen in den verschiedenen Bereichen ihrer medizinischen Verwendung. Die Untersuchungsergebnisse sollen dazu dienen, die resultierende Strahlenexposition für beruflich strahlenexponierte Mitarbeiter und Teile der Bevölkerung abzuschätzen. In unserer Klinik wird z.Z. in 14 Abteilungen mit radioaktiven Stoffen umgegangen. Laut Umgangsgenehmigung besteht die Möglichkeit, daß 76 verschiedene Radionuklide verwendet werden, von denen zur Zeit nur 45 regelmäßig zur Anwendung gelangen. Davon werden 15 Radionuklide regelmäßig in einer Aktivität von mehr als 1 mCi/a mit einer Gesamtaktivität von etwa 95 Ci/a bezogen. Davon sind 35 Ci radioaktive Jodisotope, und zwar J-131, J-123 und J-125. Eine pauschale Aussage über die Strahlenexposition durch diese radioaktiven Jodisotope ist nicht möglich, da sie in sehr unterschiedlichen Bereichen der Medizin unterschiedliche Verwendung finden. J-131 wird in der Strahlentherapie angewandt und in der in-vivo-Diagnostik, heute hauptsächlich noch zur Nierenfunktionsprüfung mit J-131-Hippuran. Seit kurzer Zeit ist J-123 erhältlich. Es wird hauptsächlich bei der Schilddrüsen-in-vivo-Funktionsdiagnostik verwendet. Schließlich J-125, das fast ausschließlich bei radioimmunologischen Untersuchungen, in-vitro-Testen, eingesetzt wird. Die genannten Bereiche mußten getrennt untersucht werden, da die Freisetzung des radioaktiven Jods im wesentlichen von der Verarbeitungsweise abhängt. Bild 1 veranschaulicht die Vorgehensweise bei der Ermittlung der beruflichen Strahlenexposition. Wir gehen bei unseren Untersuchungen von der erworbenen Aktivität pro Jahr aus und schätzen auf Grund des Arbeitsablaufs in den einzelnen Kliniken den Verbleib der Radionuklide ab. Hierdurch erhalten wir jeweils den Prozentsatz, der durch radioaktive Umwandlung verlorengeht, und die Bruchteile, die in die Abluft, das Abwasser und den festen Abfall gelangen. Messungen werden von uns bezüglich Radiojod in der Raum- und Abluft durchgeführt, weiterhin messen wir nuklidspezifisch die Kontamination des Abwassers der Klinik, die Kontamination von Raumoberflächen und die Inkorporation von Radionukliden mit Hilfe eines Ganzkörperzählers sowie durch Ausscheidungsanalysen im Urin. Zusätzlich wird von uns die Kläranlage der Stadt Homburg überwacht. Dort hat sich ergeben, daß eine beträchtliche Menge des von der Klinik abgegebenen Radiojods im Klärschlamm angereichert wird.

In Bild 2 ist die gemessene Konzentration von J-131 in Raumluft, auf Oberflächen, in der Atemluft und in der Bettwäsche von Patienten wiedergegeben, die mit J-131 therapiert wurden. Der Verlauf wiederholt sich mit jeder Applikation therapeutischer Joddosen mit kleinen Variationen, die durch die je-



+Patient, Personal, Bevölkerung

Bild 1: Arbeitsschema zur Erfassung des Erwerbs und Verbleibs radioaktiver Stoffe und der resultierenden Strahlenbelastung von Personal und Bevölkerung

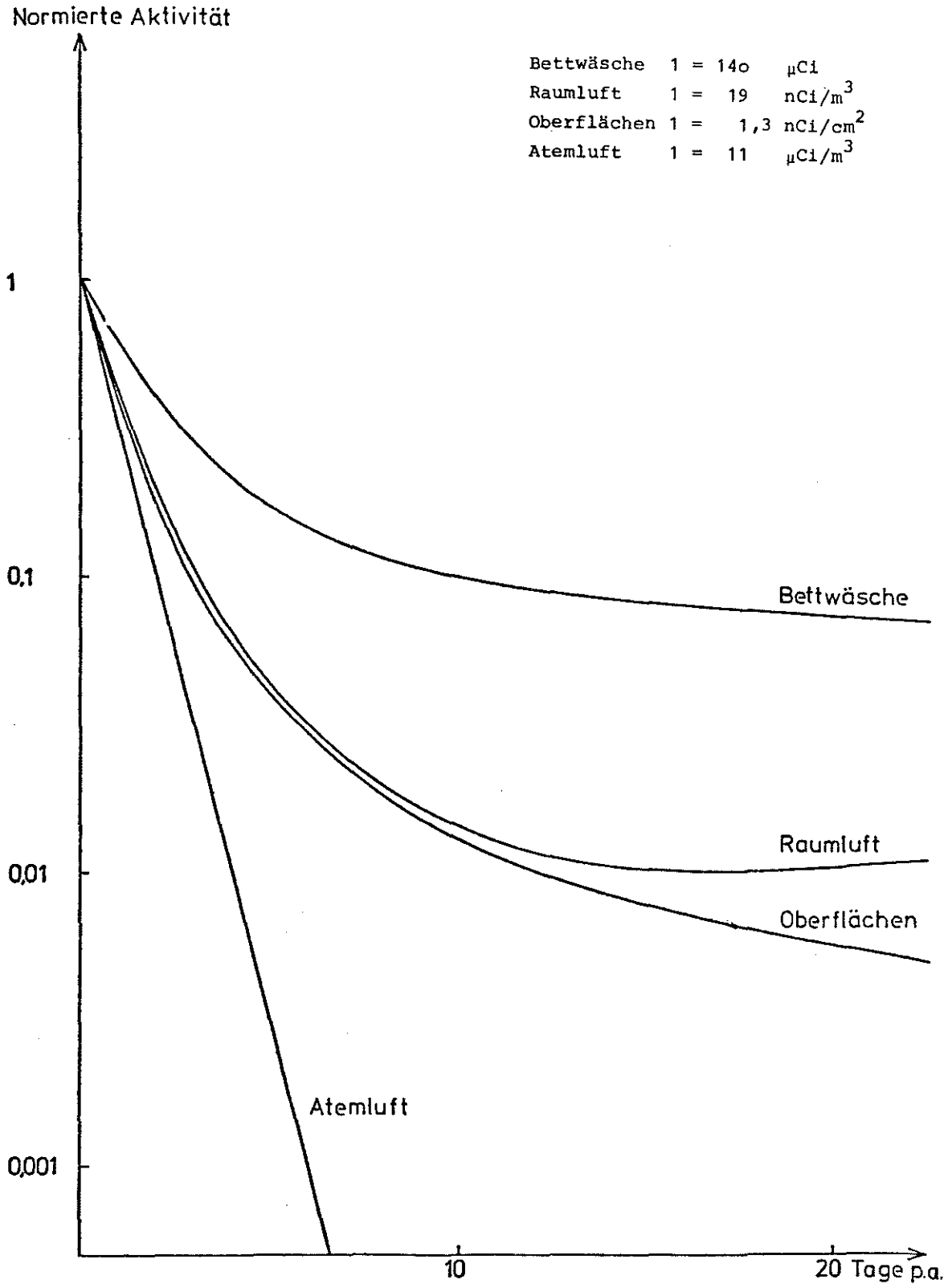


Bild 2: Konzentrationen von J-131 in Raumluft, Ausatmungsluft, Bettwäsche und auf Raumoberflächen im Bereich der Therapie mit J-131
1 Patient mit 200 mCi J-131 in einem Raum von 120 m^3 Rauminhalt und einer Belüftungsrate von 300 m^3/h

weilige Stoffwechselsituation des Patienten bedingt sind. Um zu einem Mittelwert zu gelangen, wurde die Fläche unter den Kurven integriert und die mittlere Belastung pro Applikation ermittelt. Danach wird der Jahresmittelwert durch Multiplikation mit der Patientenzahl pro Jahr erhalten. In Tabelle 1 sind die gemessenen Konzentrationen von J-131, J-125 und J-123 in den einzelnen Bereichen angegeben. Es handelt sich um die Konzentration in der Raumluft, die Flächenaktivität auf Arbeitsflächen und Wandflächen in den einzelnen Laboratorien. Diese Werte sind der verbrauchten Aktivität pro Tag gegenübergestellt. Die Tatsache, daß bei der Therapie mit J-131 beträchtliche Mengen von radioaktivem Jod nachweisbar sind, mag nicht weiter verwundern. Was erstaunt, ist die Tatsache, daß auch bei J-125, das nur in geringen Aktivitäten verwendet wird, in der Raumluft und auf den Raumoberflächen beträchtliche Aktivitäten nachweisbar sind. Bei der Therapie mit J-131 konnte eindeutig der Patient als Quelle für die Kontamination ermittelt

Abteilung	Verarbeitete Aktivität mCi/d	Raumluft nCi/m^3	Oberflächen pCi/cm^2
Therapie ^{131}J	7o	6,5	13,o
Schilddrüsen-diagnostik ^{131}J	1	o,1	o,14
Schilddrüsen-diagnostik ^{123}J	2o	o,2	1,2
Nierenfunktions-prüfung ^{131}J	1	o,o4	o,o5
Tresorraum ^{131}J	7o	2,3	8,6
Tresorraum ^{125}J	o,25	o,13	o,9
Tresorraum ^{123}J	2o	3	1,o
R.I.A. Labor 1 ^{125}J	o,25	o,o6	o,85
R.I.A. Labor 2 ^{125}J	o,o1	$<$o,o1	o,1

Tab. 1: Verarbeitetes Radiojod und Aktivität in Raumluft und auf Oberflächen in den verschiedenen Bereichen der medizinischen Verwendung

werden. Ein Patient in der in-vitro-Diagnostik ist nicht vorhanden, daher wurden Untersuchungen angestellt, um dort die Quelle der Kontamination zu ermitteln. Bild 3 zeigt ein Profil der Konzentration von J-125 in der Laborluft von Tag zu Tag, gemessen über einen Zeitraum von etwas mehr als einem Monat. Man erkennt einige Maxima und Minima, welche dem Arbeitsablauf in der Klinik zugeordnet werden konnten. Das einzelne hohe Maximum korreliert mit einer Proteinmarkierung, die kleineren Maxima korrelieren eindeutig mit dem wöchentlichen Arbeitsablauf, der Mittwoch, Donnerstag und Freitag die höchste Aktivität in der Luft erbrachte. Wir haben hier also zwei Quellen für radioaktives Jod in der Luft, einmal die Proteinmarkierung und zum anderen die routinemäßige Durchführung der radioimmunologischen Tests.

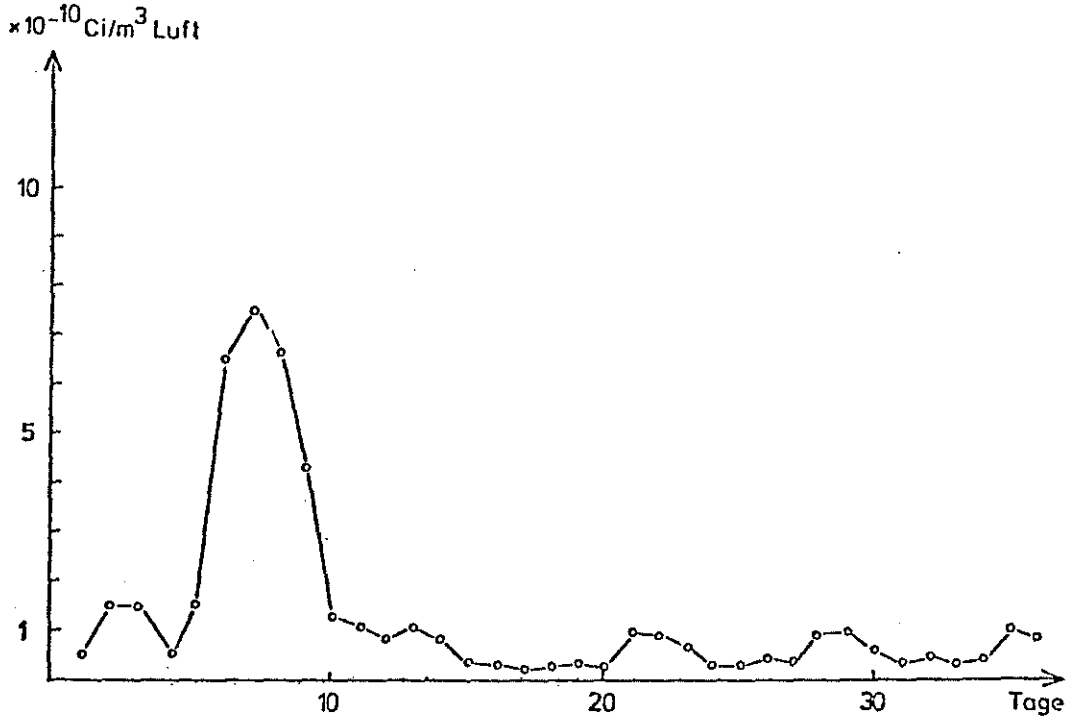


Bild 3: Konzentration von J-125 in der Luft eines RIA-Labors

Bei der Proteinmarkierung ist ein Freisetzen von J-125 praktisch unvermeidbar. Im Rahmen der Durchführung von in-vitro-Tests wurde die Verunreinigung zunächst mit unsauberer Arbeitsweise erklärt. Eine wiederholte Messung von Testansätzen in Teströhrchen, die korrekt angesetzt waren, zeigte jedoch, daß aus der Reaktionslösung im Mittel etwa 2,5 % der eingesetzten Aktivität am ersten Tag durch Verdampfung verlorengeht. Wir haben mehrere handelsübliche Tests daraufhin untersucht und den Verlust an J-125 von Tag zu Tag über 14 Tage gemessen. In Tabelle 2 sind die erhaltenen Ergebnisse am 1. Tag

Kit Nr.	Verlust nach 1 d in %	Verlust nach 8 d in %
1	o,5	4,8
2	1,2	5,6
3	3,5	12,6
4	o,2	1,o
5	1,2	5,3
6	o,9	8,7
7	8,5	2o,2
8	6,4	15,3
9	o,5	3,5
1o	1,3	8,7
11	1,o	6,5
12	2,5	1o,2
13	1,3	8,7
14	1,1	5,6
15	2,6	11,3

Tab. 2: J-125-Verlust durch Verdunstung bei 15 unterschiedlichen RIA-Kits

und 8. Tag nach Ansetzen der Reaktionslösung wiedergegeben. Die Zahlen zeigen, daß der Verdampfungsverlust prozentual am 1. Tag am höchsten ist und später abnimmt. Der niedrigste Wert lag bei O,2 % pro Tag und der höchste bei 8,5 % pro Tag mit einem Mittelwert von 2,5 % pro Tag. Insgesamt konnte der Eindruck gewonnen werden, daß die Inkorporation von radioaktivem Jod in der Nuklearmedizin weniger durch unsachgemäßes Arbeiten als systematisch über die Luft in den Mitarbeiter gelangt. So scheinen schon verschlossene Verpackungen mit der Ausgangslösung, wie sie von der Firma bezogen wird, eine gewisse Leckrate zu besitzen, denn regelmäßig konnte dann, wenn die radioaktiven Substanzen frisch angeliefert wurden, in den Tresorräumen eine erhöhte Aktivität in der Luft nachgewiesen werden. Die Ergebnisse der Inkorporationsüberwachungsmessung im Ganzkörperzähler und der Urinausscheidungsanalyse sind in der Tabelle 3 wiedergegeben. In dieser Tabelle sind die Anzahl der Untersuchungen und der mittlere gemessene Wert in einigen Bereichen der Anwendung von Radiojod angegeben. Die Mittelwerte sind dazu verwendet worden, die Energiedosis in der Schilddrüse und für die Gonaden zu errechnen mit der Annahme, die ermittelten Inkorporationswerte seien Dauerbelastungen. Die Strahlenexposition wurde nach folgender Gleichung ermittelt:

$$D_a = 87{,}6 \cdot (a_o \cdot \rho \cdot \Gamma \cdot g_p \cdot f)\ [\mathrm{rem/a}] \qquad \text{(Jaeger, Hübner)}$$

Arbeitsbereich	Aktivitätsbereich der gemessenen Inkorporation nCi	Mittelwert nCi	Anzahl der Untersuchungen N	Energiedosis pro Jahr [rad/a] Schilddrüse	Gonaden
Therapie (^{131}J)	>6oo	-	o	-	-
	6o - 6oo	258	4	13,3	$1,1x1o^{-3}$
	1 - 6o	45	33	2,5	$2,2x1o^{-4}$
	<1	<1	112	<o,o5	$<4,ox1o^{-6}$
In vivo Schilddrüsendiagnostik (^{131}J)	>6oo	55oo	1	-	-
	6o - 6oo	291	5	15,4	$1,3x1o^{-3}$
	1 - 6o	6	9	o,35	$3,ox1o^{-5}$
	<1	<1	38	< o,o5	$<4,ox1o^{-6}$
Übrige in vivo-Diagnostik (^{131}J)	>6oo	-	o	-	-
	6o - 6oo	-	o	-	-
	1 - 6o	-	o	-	-
	<1	-	136	<o,o5	$<4,ox1o^{-6}$
In vitro-Diagnostik (^{125}J)	>5ooo	-	o	-	-
	5o - 5ooo	177	12	o,79	$5,5x1o^{-5}$
	1 - 5o	21	21	o,o9	$6,3x1o^{-6}$
	<1	<1	1	<o,oo4	$<2,8x1o^{-7}$
In vivo Schilddrüsendiagnostik (^{123}J)	1 - 1ooo	1oo	1	o,3	$3,ox1o^{-4}$
	<1	<1	25	<o,oo3	$<3,ox1o^{-6}$

>: größer als die maximal zugelassene Dauerbelastung

<: weniger als die Nachweisgrenze der Methode

Tab. 3: Inkorporierte Aktivitäten und Strahlenbelastung der beruflich strahlenexponierten Mitarbeiter im Bereich der medizinischen Verwendung von Radiojod

mit: a_o = µCi/g in Gewebe (Gewicht der Schilddrüse = 40 g)
ρ = 1 = Dichte des Gewebes [g/cm³]
Γ = 0,21 = spezifische Gammastrahlenkonstante
g_p = Geometriefaktor
$f \approx 0,93$ = Dosisumrechnungsfaktor

Eine Strahlenexposition von außen konnte von uns selektiv für radioaktives Jod nicht ermittelt werden, da stets auch andere Strahler als Quellen in Frage kamen. Die üblichen Filmplaketten sind bei einer Nachweisgrenze von 40 mrem/Monat für diesen Zweck zu unempfindlich. Wir haben daher zunächst an ausgewählten Arbeitsplätzen die Oberflächenkontamination mittels abziehbarer Klebefolien untersucht und auf Grund der gemessenen Kontamination (in der Regel J-131, J-123, J-125, Cr-51, Fe-59, Se-75, Tc-99m, In-113m) eine mittlere Gammastrahlendosis abgeschätzt. Es wurde angenommen, daß der beruflich strahlenexponierte Mitarbeiter 40 Stunden pro Arbeitswoche an seinem Arbeitsplatz im mittleren Abstand von 50 cm sitzt. Die abgeschätzten Zahlenwerte sind in Tabelle 4 angegeben.

arith. Mittelwert	0,043	mrem/a
Maximalwert	0,9	mrem/a
Minimalwert	0,000074	mrem/a
Anzahl der Messungen	33	

Tab. 4: Abgeschätzte jährliche Strahlenexposition durch kontaminierte Arbeitsflächen

Die externe Ganzkörperexposition ist demnach gegenüber der internen Exposition in der Regel zu vernachlässigen. Um eine erste Abschätzung der Strahlenexposition von Teilen der Bevölkerung durchführen zu können, führten wir Aktivitätsmessungen im Abwasser der Kliniken und der Stadt Homburg durch. Das γ-Spektrum einer Frischschlammprobe aus der städtischen Kläranlage zeigt Bild 4. Nachgewiesen wurden hier Tc-99m, J-123 und J-131. Ähnliche Spektren erhielten wir in der Mehrzahl aller untersuchten Proben. In Bild 5 sind die Ergebnisse der Konzentrationsbestimmung im Abwasser für J-131 während eines längeren Überwachungszeitraumes angegeben. Mit Hilfe der "Allgemeinen Berechnungsgrundlagen", die von der deutschen Strahlenschutzkommission veröffentlicht wurden, haben wir aus den gemessenen Konzentrationen von J-131 die Strahlenexposition für Teile der Bevölkerung ermittelt. Tabelle 5 zeigt die berechneten Zahlenwerte für Gesamtkörper, Knochen, Haut, Gastrointestinaltrakt und Schilddrüse. Die ermittelten Expositionen liegen sämtlich unter den nach § 45 (StrlSchV) zugelassenen Werten.

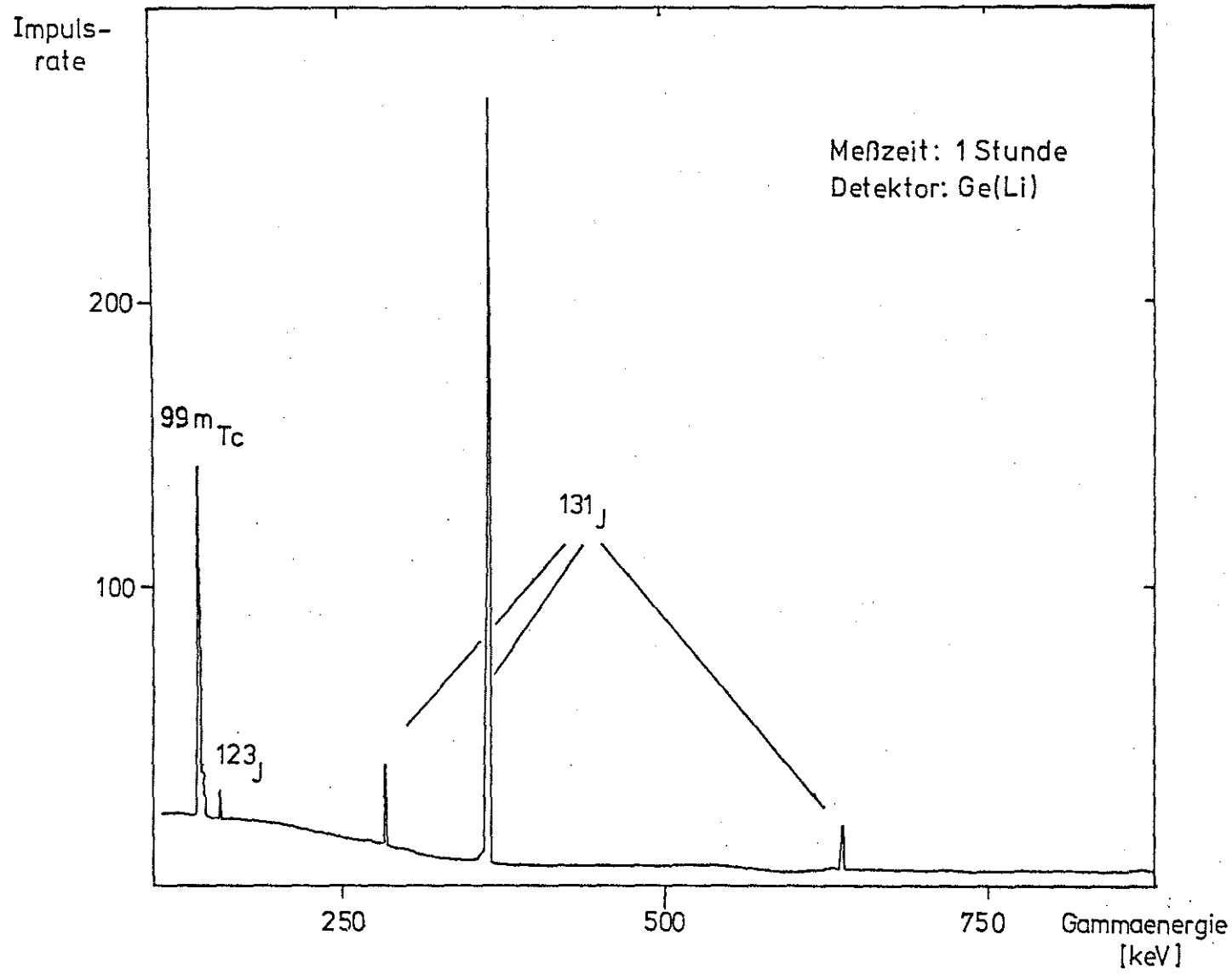


Bild 4: γ-Spektrum einer Frischschlammprobe nach Abzug des Nulleffektes

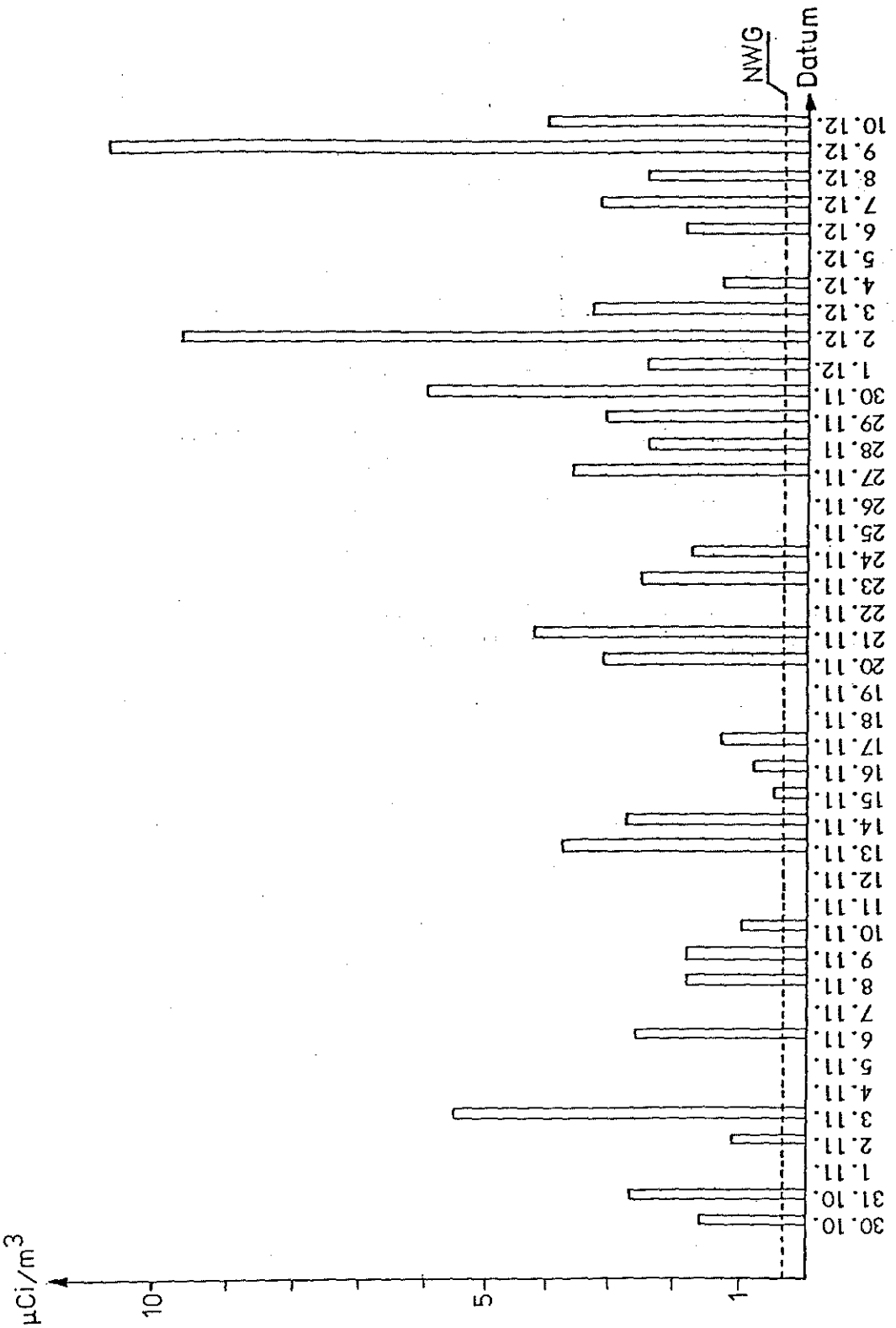


Bild 5: Graphische Darstellung der Meßergebnisse der J-131-Konzentration im Frischschlamm

Organ	Strahlenexposition	
	intern	extern
Ganzkörper	0,054	0,000052
Knochen	0,068	-
Haut	0,00007	0,000071
Git[1])	0,044	-
Schilddrüse	31	-
[1]) Gastrointestinaltrakt		

Tab. 5: Abgeschätzte jährliche Strahlenexposition für Teile der Bevölkerung in mrem/a (x 10^{-5} Sv/a)

Wir danken Herrn Helmut Lehnen und Fräulein Cornelia Andres für die wertvolle Hilfe bei der Planung und Durchführung der Untersuchungen.

STRAHLENSCHUTZ UND UMGEBUNGSÜBERWACHUNG BEI DER LAGERUNG VON RADIOAKTIVEN ABFÄLLEN IN EINEM SALZBERGWERK

R. Stippler und H. Kleimann

Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH, München

Kurzfassung

Im stillgelegten Steinsalzbergwerk Asse wurden seit 1967 ca. 124 000 Behälter schwachradioaktiver Abfälle und ca. 1 300 Fässer mittelradioaktiver Abfälle eingelagert. Das betriebliche Strahlenschutzprogramm umfaßt Ortsdosismessungen, Kontaminationskontrollen sowie die Überwachung der Grubenluft. Die Personendosis der Belegschaft wird mit Film- und Stabdosimetern ermittelt. Die unterschiedliche Strahlenbelastung des Personals bei verschiedenen Einlagerungstechniken wird diskutiert.

Die Abluftüberwachung erfolgt durch kontinuierliche Messung und Registrierung der Aerosolaktivität sowie stichprobenartige Bestimmung von Tritium und anderen in gasförmigen Verbindungen vorkommenden Radionukliden.

Zur Überwachung der Umweltradioaktivität werden in regelmäßigen Abständen Wasser-, Luft- und Bodenbewuchsproben aus der näheren und weiteren Umgebung der Schachtanlage Asse entnommen und auf ihren Gehalt an radioaktiven Stoffen untersucht. Die akkumulierte Strahlendosis wird mit TL-Dosimetern überwacht.

Abstract

Since 1967, about 124.000 containers of low-level radioactive waste and about 1.300 drums of intermediate-level waste have been stored in the abandoned rock-salt mine Asse. The operational radiation protection program includes measurements of local doses, contamination controls, and supervision of mine air. The individual personal dosage of the staff is measured by film and pocket dosimeters. The different radiation effects to the personnel at several disposing techniques are discussed.

The monitoring of the exhaust air from the mine takes place by continual measurement and registration of aerosol activity as well as the determination of Tritium and other radionuclides to be found in gaseous compounds which are sampled at random.

To supervise the activity in the environment, samples of water, air, and vegetation from the near and further surroundings are collected periodically and investigated for their content of radioactive materials. The accumulated radiation exposure is measured by TL-dosimeters.

1. Einführung

Das stillgelegte Steinsalzbergwerk Asse dient seit 1967 als Versuchsanlage zur Entwicklung von Methoden und Techniken zur sicheren Endlagerung radioaktiver Abfälle in Salzformationen. Im Rahmen dieser Arbeiten wurde der größte Teil der in der Bundesrepublik angefallenen schwach- und mittelradioaktiven Abfälle im Salzbergwerk Asse eingelagert. Die Genehmigungen, die bisher nach § 3 StrlSchV erteilt wurden, sind inzwischen ausgelaufen. Eine Verlängerung der Genehmigungen ist auch nicht zu erwarten, da die niedersächsischen Behörden die Ansicht vertreten, daß entsprechend der heutigen Fassung des Atomgesetzes vor weiteren Einlagerungen ein Planfeststellungsverfahren nach § 9b AtG durchzuführen ist.

Auf die aktuelle genehmigungsrechtliche Situation und die Möglichkeit einer rückholbaren Lagerung von schwachradioaktiven Abfällen im Salzbergwerk Asse wird an anderer Stelle dieser Tagung eingegangen.

In diesem Vortrag wird über die Strahlenschutzaspekte bei der Handhabung und Lagerung von radioaktiven Abfällen in einem Bergwerk berichtet.

2. Art und Menge der radioaktiven Abfälle

Seit 1967 wurden insgesamt rund 124 000 Behälter schwachradioaktiver Abfälle und ca. 1 300 Behälter mittelradioaktiver Abfälle im Salzbergwerk Asse eingelagert. Die in den einzelnen Jahren angelieferten radioaktiven Abfälle sind Bild 1 zu entnehmen. Hochradioaktive Abfälle wurden bisher nicht eingelagert.

Die Einstufung in die Gruppe der schwach-, mittel- oder hochradioaktiven Abfälle erfolgt anhand der folgenden Kriterien:

- Schwachradioaktive Abfälle können auf Grund der Dosisleistung an der Außenseite des konditionierten Abfallgebindes (im Normalfall kleiner als 200 mrem/h an der Oberfläche und kleiner als 10 mrem/h in 1 m Abstand) ohne zusätzliche Abschirmung gehandhabt werden.

- Mittelradioaktive Abfälle müssen wegen der ständig erforderlichen Abschirmung in nicht betretbaren Kammern oder Bohrlöchern gelagert werden.

- Hochradioaktive Abfälle entwickeln durch die Zerfallsenergie eine so große Wärmemenge, daß sie am Lagerort berücksichtigt werden muß.

Im folgenden werden nur die schwachradioaktiven Abfälle betrachtet, da diese in den letzten Jahren in einigermaßen repräsentativen Mengen angeliefert wurden.

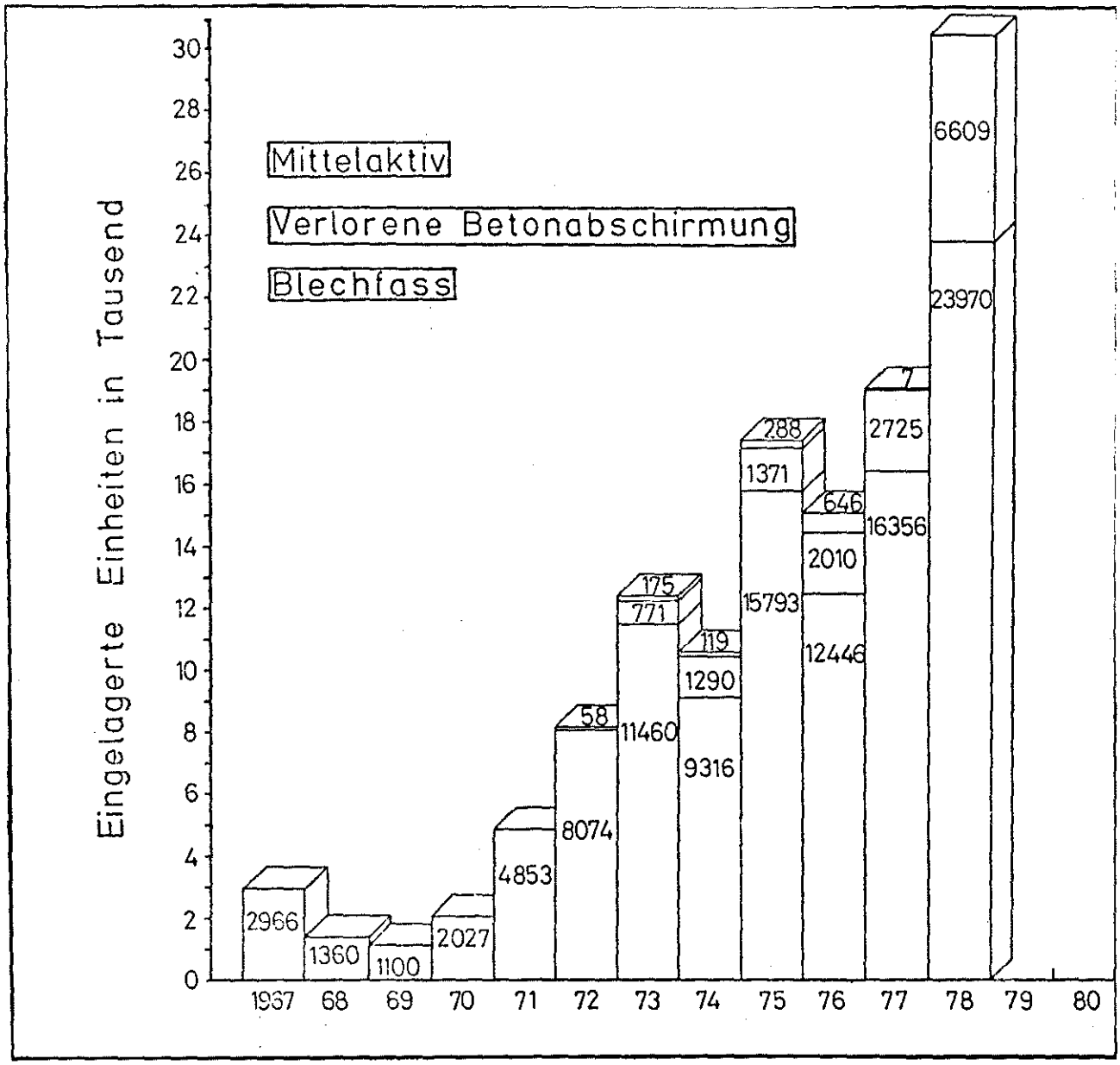


Bild 1: Eingelagerte radioaktive Abfälle

2.1 Herkunft der Abfälle

In Tabelle 1 ist die Anzahl der Behälter mit schwachradioaktivem Abfall nach ihrer Herkunft aufgeschlüsselt worden. Obwohl im Jahre 1978 die Gesamtzahl der Abfallbehälter gegenüber 1977 stark gestiegen ist, hat sich die prozentuale Verteilung kaum verändert. Lediglich die Abfälle aus Kernkraftwerken sind überproportional gestiegen, die aus dem Kernforschungszentrum Karlsruhe dagegen gesunken.

Ablieferer	1977		1978	
	Behälter	%	Behälter	%
KfK, Karlsruhe[1])	10 110	53,0	13 329	43,6
KFA Jülich[2])	1 559	8,2	2 363	7,7
Landessammelstellen	1 447	7,6	2 207	7,2
Industrie	1 196	6,2	2 062	6,8
Kernkraftwerke	4 769	25,0	10 618	34,7

[1]) einschließlich Abfällen der Karlsruher Versuchsreaktoren, der Prototyp-Wiederaufarbeitungsanlage und der Landessammelstelle Baden-Württemberg

[2]) einschließlich Abfällen der Jülicher Versuchsreaktoren und der Landessammelstelle Nordrhein-Westfalen

Tab. 1: Herkunft der schwachradioaktiven Abfälle

Betrachtet man die verwendeten Abfallbehältnisse, so ist ein Trend zum 400-l-Faß und zur Verlorenen Betonabschirmung (VBA) zu erkennen (Tabelle 2).

Behälter	1977		1978	
	Anzahl	%	Anzahl	%
200 l	14 544	76,2	18 190	59,5
400 l	1 812	9,5	5 765	18,9
VBA	2 725	14,3	6 609	21,6

Tab. 2: Behälter mit schwachradioaktiven Abfällen

2.2 Annahmebedingungen

Die Art und Form der schwachradioaktiven Abfälle muß den Bedingungen /1/ entsprechen, die für die Einlagerung im Salzbergwerk Asse aufgestellt wurden. Die radioaktiven Abfälle dürfen keine chemischen oder physikalischen Vorgänge auslösen, durch welche die Festigkeit oder Dichtigkeit der Verpakkung gefährdet wird. Flüssigkeiten, faul- und gärfähige, leicht- oder selbstentzündliche Stoffe werden nicht angenommen. Die zulässige Aktivität pro Abfallbehälter ist in Tabelle 3 angege-

ben. Sie ist abhängig von der Abfallkategorie und der Art der Verpackung. Bei der Festlegung dieser zulässigen Aktivitäten wurden Sicherheitsbetrachtungen angestellt, die sowohl die Risiken beim Einlagerbetrieb als auch das Gefährdungspotential der eingelagerten Abfälle nach langen Zeiten berücksichtigen. Auf Einzelheiten soll hier nicht eingegangen werden.

Abfallkategorie "A"
Feste, trockene Abfälle ohne Behandlung in beliebiger Form (keine Pulver, Granulate oder lösliche Produkte die aus Abwasserdekontaminationsanlagen stammen).

Abfallkategorie "B"
Feste, trockene Abfälle in beliebiger Form in dicht schließenden, formstabilen Innenbehältern (z.B. Blech- oder Kunststoffbehälter) mit einem maximalen Volumen von 30 Litern verpackt. Raum zwischen Innen- und Außenbehälter(n) mit geeignetem Bindemittel allseitig ausgegossen (Bindemittelanteil mind. 30 Vol. %; Wandstärke des Bindemittels z. Außenbeh. mind. 50mm).

Abfallkategorie "C"
in geeigneten Bindemitteln fixierte Abfälle (z.B. Schlämme, Verdampferkonzentrate, Ionenaustauscher, Aschen, formbeständige Abfälle wie aktivierte od. kontaminierte Teile).

Behälter			Blechtrommel oder Rollsickenfaß, Deckel mit Spannring (verschraubt)		Blechtrommel oder Rollsickenfaß mit allseitiger Betonauskleidung, Deckel mit Spannringverschluß (verschraubt) Rollreifen- oder Rollsickenfaß mit Flanschdeckel		200-Liter Faß in 400-Liter Faß eingesetzt, Zwischenraum mit Beton vergossen	Verlorene Betonabschirmung mit Einsatzbehälter
Volumen			200l	400l	200l	400l	200l	max. 200l
Kennbuchstabe			a	b	c	d	e	f
max. zulässige α - Aktivität	Kategorie	A	nicht zulässig	nicht zulässig	0,001	0,001	0,01	0,02
		B	nicht zulässig	nicht zulässig	0,05	0,1	0,1	0,2
		C	0,2	0,4	2	4	4	10
max. zulässige β/γ - Aktivität	Kategorie	A	nicht zulässig	nicht zulässig	0,1	0,1	1	2
		B	nicht zulässig	nicht zulässig	1	2	2	5
		C	5	10	5	10	10	25

Tab. 3: Zulässige Aktivität pro Abfallbehälter [Ci]

Für spezielle Abfälle gelten Sonderregelungen: Pro Behälter sind maximal 15 g Kernbrennstoffe zulässig, solange die maximalen α-Aktivitäten für den gewählten Behälter nicht überschritten werden. Radiumhaltige Abfälle müssen zusammen mit trockenen Adsorptionsmitteln verpackt werden. Bis zu 10 µCi pro Faß sind dicht verschlossene Einzelmetallbehälter innerhalb des 200-l-Rollreifenfasses vorgeschrieben. Bei höherem Radiumgehalt (bis max. 10 mCi/200-l-Faß) müssen die Einzelmetallbehälter dicht verlötet oder verschweißt sein. (Die zugelassene Leckrate beträgt 10^{-5} Torr. Liter/Sekunde.) Der Zwischenraum zwischen Rollreifenfaß und Einzelmetallbehältern muß ebenfalls mit Adsorptionsmitteln gefüllt sein (mindestens 1 kg bis zu 10 µCi/Faß und mindestens 10 kg bis zu 10 mCi/Faß). Thoriumhaltige Abfälle mußten bisher wie radiumhaltige Abfälle behandelt werden. Es ist jedoch geplant, die zulässige Th-Aktivität auf 1/10 der zulässigen α-Aktivität festzusetzen. Tritium wurde auf 10 mCi/200 l Abfall begrenzt.

In der Praxis werden die zulässigen Aktivitäten kaum erreicht und im Durchschnitt sogar bei weitem unterschritten. Das liegt zum Teil an der geringen spezifischen Aktivität der anfallenden Abfälle, aber auch daran, daß die Dosisleistung an der Oberfläche der Behälter (200 mrem/h) und in 1 Meter Abstand (10 mrem/h) für viele Nuklide eine schärfere Begrenzung bedeuten als die Aktivitätsgrenzwerte.

3. Einlagerungsvorgang

Der Antransport der radioaktiven Abfälle erfolgt auf Schiene und Straße bis in die Schachthalle. Hier erfolgt eine Eingangskontrolle, die sich auf ca. 10 % der Abfallbehälter erstreckt und Gewichtskontrollen, Dosisleistungsmessungen und Kontaminationskontrollen umfaßt. Die Überprüfung der äußeren Kontamination der Abfallbehälter durch Wischtest hat sich dabei als nicht so wirkungsvoll erwiesen wie die Ausmessung der entladenen Transportfahrzeuge und der Flächen, auf denen die Behälter zwischenzeitlich abgestellt wurden.

Zum Be- und Entladen des Förderkorbes werden hauptsächlich Gabelstapler eingesetzt, die für die Handhabung von Fässern mit Faßklammern ausgerüstet sind. Die Einlagerung in den ehemaligen Steinsalzabbauen erfolgte anfangs durch senkrechtes Übereinanderstellen der Fässer in Viererreihen mit Zwischengängen für Kontrollen. Später wurden die Fässer horizontal in Lagen übereinander gestapelt. Beide Verfahren sind mit hohem Zeitaufwand verbunden und daher vom Gesichtspunkt des Strahlenschutzes als nicht optimal anzusehen. Seit 1974 wird eine Einlagerungstechnik praktiziert, bei der die Befüllung der Kammern von oben erfolgt, indem die Fässer aus einem Schaufelfahrlader über eine Böschung abgekippt werden. Von Zeit zu Zeit wird loses Salz über die Fässer gekippt, so daß die Zwickel zwischen den Behältern ausgefüllt werden und eine abschirmende Salzüberdeckung entsteht. Der Raumbedarf pro Abfallfaß ist bei dieser Lageranordnung zwar höher als beim geordneten Stapeln, aber es bietet sich eine Reihe von anderen Vorteilen:

- Die Aufenthaltszeit des Einlagerungspersonals ist auf ein Minimum beschränkt.

- Die mittlere Dosisleistung über den mit Salz abgedeckten Fässern beträgt nur etwa 1/100 der Dosisleistung in Kammern, in denen gestapelt wird.

- Die große Menge des losen Salzes bedeutet eine Erhöhung der langfristigen Sicherheit, da im Falle eines Wasserzutritts eine schnelle Sättigung der Salzlösung eintritt und damit ein Abtragen von Salz aus den Pfeilern und Schweben des Grubengebäudes erschwert wird.

Seit 1973 werden Verlorene Betonabschirmungen mit einem Gewicht von ca. 2,5 bis 3,5 t angeliefert. Sie werden mit Hilfe eines Gabelstaplers in vier Lagen übereinander gestapelt. Anschließend erfolgt ebenfalls eine Überdeckung mit Salz.

4. Betriebliche Strahlenschutzmaßnahmen

Der betriebliche Strahlenschutz umfaßt alle Maßnahmen, die zur Überwachung und Einhaltung der einschlägigen Schutzvorschriften für beruflich strahlenexponierte Personen erforderlich sind. Dazu zählen die Überwachung der Grubenluft, der Ortsdosis, der Personendosis sowie Kontaminationskontrollen.

4.1 Kontrollbereiche

Wegen der Dosisleistung in der Nähe der Abfallbehälter wird die Schachthalle automatisch zum Kontrollbereich, wenn sich radioaktive Abfälle darin befinden. Dieser Kontrollbereich wird erst aufgehoben, wenn alle an dem jeweiligen Tage angelieferten Abfälle eingelagert sind und nachdem eine Kontaminationskontrolle des Hallenbodens durchgeführt wurde. Das gleiche gilt für den Förderkorb und alle Transportwege unter Tage. Die Einlagerungskammern sind ständig Kontrollbereiche.

Zur Kontaminationsüberwachung des Einlagerungspersonals sind in den verschiedenen Arbeitsbereichen Hand-Fuß-Kleider-Monitore aufgestellt, die vor dem Verlassen dieser Bereiche benutzt werden.

4.2 Personendosisüberwachung

Wegen der zeitlich und räumlich veränderlichen Expositionsbedingungen erfolgt eine Personendosisüberwachung mit amtlichen Filmdosimetern, die monatlich ausgewertet werden. Zusätzlich trägt das Einlagerungspersonal Stabdosimeter zur jederzeitigen Ablesung. Routinemäßig werden diese Taschenionisationskammern wöchentlich abgelesen und wieder aufgeladen.

In der folgenden Tabelle 4 ist die Personendosisverteilung der Gesamtbelegschaft im Jahre 1978 aufgeführt. Bei 45 von 60 Personen lagen die Meßergebnisse ständig unter der Nachweisgrenze von 40 mrem/Monat. Die höchste Einzeldosis betrug 260 mrem/Monat.

Jahresdosis (mrem/a)	480	bis 600	bis 700	bis 800	bis 900	bis 1000
Anzahl der Personen	45	10	0	2	2	1

Tab. 4: Personendosisverteilung im Jahre 1978

Die Dosisbelastung bei den einzelnen Arbeitsvorgängen ist recht schwierig zu erfassen. Man könnte natürlich die Dosis aus den mittleren Dosisleistungen und der Aufenthaltsdauer in diesen Bereichen berechnen. Wir haben die tatsächlich gemessenen Wochen- bzw. Monatsdosiswerte des Einlagerungspersonals den unterschiedlichen Arbeitsbereichen zugeordnet. Der Tabelle 5 ist zu entnehmen, daß die höchsten Personendosen in der Schachthalle und in der Einlagerungskammer beim Stapeln der Behälter ermittelt wurden.

Betriebsort	eingesetzte Personen	Dosis (man-rem)		
		gesamt	24 000 Fässer	6 600 VBA
Schachthalle	2	2,020	0,540	1,480
Füllort	1	0,825	0,220	0,605
Transport	1	0,175	0,085	0,090
Lagerkammer	2	2,065	-	2,065

Tab. 5: Personendosis für verschiedene Arbeitsbereiche im Jahre 1978

Eine zusätzliche Differenzierung zwischen verschiedenen Abfallgebinden wird erschwert durch die Tatsache, daß in der Regel VBA und Fässer gemischt angeliefert wurden, d.h., eine Zuordnung der gemessenen Wochen- oder Monatsdosen zu einer Behälterart ist nur schwer möglich. Wir hatten jedoch Zeiten, in denen VBA verhältnismäßig häufig angeliefert wurden und andere, in denen der Anteil an Fässern relativ hoch war. Aus diesen Vergleichen ergibt sich, daß eine VBA in der Schachthalle und am Füllort auf der 750-m-Sohle etwa die gleiche Dosis verursacht wie 10 Fässer. Beim Streckentransport unter Tage ist das Verhältnis mit 1 : 4 angenommen worden. Dies ergibt sich daraus, daß bei einer Fahrt entweder 2 VBA oder 8 Fässer in der Frontschaufel eines Laders transportiert werden können. In der Tabelle sind entsprechend den Abfallmengen 1978 die anteiligen Personendosen für die beiden Behälterarten angegeben. Trotz der Unsicherheit der gemachten Annahmen muß man feststellen, daß eine gestapelte VBA eine etwa 20fache Dosisbelastung gegenüber einem abgekippten Faß verursacht. Die mittlere Dosisbelastung pro gestapelter VBA ergibt sich zu 0,64 mrem gegenüber 0,035 mrem pro abgekipptem Faß.

Dies soll keineswegs bedeuten, daß VBA in Zukunft mit einem Malus belegt werden müssen, denn man muß bei einer Gesamtbetrachtung berücksichtigen, daß das Dosisverhältnis durch das Verhältnis der Aktivitäten in den beiden Behälterarten etwa aufgewogen wird.

Die Betrachtung zeigt jedoch deutlich, daß eine Zunahme der Dosisbelastung zu erwarten ist, wenn anstelle des Abkippens eine Stapelung von Fässern in rückholbarer Form vorgesehen werden muß.

5. Abluftüberwachung

Die Belüftung des Bergwerkes erfolgt mit einem Luftdurchsatz von ca. 3500 m^3/min im Normalbetrieb. Bei ausgeschaltetem Gebläse stellt sich je nach Außentemperatur durch Naturzug ein Durchsatz von ca. 1300 m^3/min ein. Die tatsächlichen Luftmengen werden laufend gemessen und ergaben im Jahr 1978 $1{,}0 \cdot 10^9$ m^3. Die Luft wird innerhalb des Bergwerkes, z.B. durch Wettertüren und Zusatzlüfter so geleitet, daß alle Betriebspunkte ausreichend mit Frischluft versorgt werden. Eine Überwachung der Luft auf ihren Gehalt an radioaktiven Stoffen erfolgt sowohl in den Einlagerungskammern als auch im Gesamtausziehstrom des Bergwerkes.

5.1 Aerosolaktivität

Zur kontinuierlichen Überwachung der Aerosolaktivität im ausziehenden Luftstrom wird über ein in den Diffusor ragendes Rohr ein Abluftteilstrom über ein Filter geleitet. Die auf dem Filter akkumulierten Alpha- und Beta-Aktivitäten der abgeschiedenen Aerosole werden kontinuierlich gemessen und registriert. Nach jeweils 14tägiger Beaufschlagung werden die Filter ausgewechselt und nochmals mit einem Großflächendurchflußzähler ausgemessen. Dabei wird anhand des Abklingverhaltens gezeigt, daß die kurzlebige Aerosolaktivität auf die kurzlebigen Folgeprodukte von Rn-222 und Rn-220 zurückgeführt werden kann. Das Edelgas Radon entsteht beim Zerfall von Radium und Thorium. Es ist stets in der zugeführten Frischluft vorhanden und entweicht zusätzlich aus radium- und thoriumhaltigen Abfällen sowie aus den Verfestigungs- und Abschirmmaterialien Bitumen und Beton.

Die im Abluftkamin bestimmte kurzlebige Aerosolgesamtaktivität der Grubenabluft betrug durchschnittlich $2{,}0 \cdot 10^{-9}$ Ci/m^3.

Die Filter werden außerdem gammaspektroskopisch auf Einzelnuklide untersucht. Die Ergebnisse der Einzelnuklidanalyse zeigen, daß die meisten der nachgewiesenen Radionuklide in der gleichen Konzentration auch in der Umgebungsluft vorhanden sind, also mit der Frischluft zugeführt wurden. Lediglich bei Pb-210, das als langlebiges Produkt der Radiumzerfallsreihe übrigbleibt, ist eine Erhöhung zu beobachten. Die Konzentration in der Abluft betrug im Jahresmittel $7{,}4 \cdot 10^{-14}$ Ci/m^3.

5.2 Tritiumaktivität

Da die Tritiumkonzentration in der Abluft unterhalb der Nachweisgrenze (10^{-7} Ci/m³) kontinuierlich anzeigender Meßgeräte liegt, erfolgt die Messung über das Kondensat der ausgefrorenen Luftfeuchte. Die Aktivitätskonzentration erhält man dann aus der gleichzeitig bestimmten absoluten Feuchte der Luft. Die Messung im ausziehenden Luftstrom wurde 1978 monatlich durchgeführt und ergab einen Jahresmittelwert von $8{,}7 \cdot 10^{-9}$ Ci/m³.

5.3 Andere Radionuklide

Zusätzlich zu den oben beschriebenen Routinemessungen werden stichprobenartig Untersuchungen zur Bestimmung anderer Radionuklide in der Abluft des Bergwerks durchgeführt. Wegen der geringen Konzentration dieser Radionuklide müssen z.T. Anreicherungsverfahren und spezielle Analysenmethoden eingesetzt werden. Die Arbeiten werden vom Institut für Strahlenschutz der GSF und vom Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes ausgeführt.

Zur Bestimmung der Plutoniumkonzentration in der Abluft werden ca. 30 000 m³ Luft über ein Spezialfilter geleitet. Die Sammlung erstreckt sich jeweils über einen Zeitraum von 10 bis 14 Tagen. Die gemessenen Konzentrationen für Pu-238 und Pu-239/240 bewegen sich im Rahmen des Falloutpegels, wie er von Vergleichsmessungen über Tage bekannt ist.

Im Jahre 1978 wurde die Abluft erstmals auf Radiojod und C-14 untersucht. Die Probenahme für Jod war so ausgelegt, daß aerosolförmiges Jod und gasförmige organische und anorganische Jodverbindungen getrennt gesammelt wurden. Bei der direkten gammaspektrometrischen Untersuchung konnte in keiner der Proben Radiojod nachgewiesen werden. Die Nachweisgrenze lag z.B. für aerosolgebundenes J-125 bei $3 \cdot 10^{-14}$ und für elementares und organisches Jod-125 bei $6 \cdot 10^{-14}$ Ci/m³.

Bei der Untersuchung der Filtermaterialien mit einer empfindlichen Neutronenaktivierungsmethode konnte elementares Jod-129, das auf Kohlefiltern abgeschieden wurde, zweifelsfrei festgestellt werden. Es wurde eine mittlere Aktivitätskonzentration von $3{,}1 \cdot 10^{-15}$ Ci/m³ ermittelt.

Die C-14-Konzentration in der Abluft wurde durch kontinuierliche Probenahme von CO_2 bestimmt. Durch Stichprobenmessungen aller möglichen C-14-Verbindungen in der Abluft wurde ermittelt, daß der an CO_2 gebundene Anteil der Gesamtemission von C-14 ca. 75 % beträgt. Die Meßwerte ergaben eine mittlere Konzentration von $1{,}3 \cdot 10^{-10}$ Ci/m³ an CO_2-gebundenem C-14. Damit ergibt sich die Gesamtkonzentration von C-14 in der Abluft zu ca. $1{,}7 \cdot 10^{-10}$ Ci/m³.

5.4 Ergebnisse der Abluftüberwachung

Die errechneten Jahresemissionen sind in Tabelle 6 zusammengestellt worden. Es wurden alle nachgewiesenen Nuklide aufgeführt, soweit sie nicht in der gleichen Konzentration bereits in der Umgebungsluft vorhanden sind. Die angegebenen Werte für kurzlebige Aerosole und für Pb-210 sind sicher zu hoch, da die beträchtlich schwankenden natürlichen Konzentrationen in der zugeführten Frischluft nicht berücksichtigt wurden.

Nuklid	Abgabe 1978 Ci	Berechnete Konzentration an der ungünstigsten Stelle der Umzäunung Ci/m^3	Abgeleiteter Grenzwert der StrlSchV Ci/m^3
H-3	8,7	$5,5 \cdot 10^{-11}$	$1 \cdot 10^{-8}$
C-14	0,17	$1,1 \cdot 10^{-12}$	$7,2 \cdot 10^{-9}$
J-129	$3,1 \cdot 10^{-6}$	$2,0 \cdot 10^{-17}$	$1,6 \cdot 10^{-12}$
Pb-210	$7,4 \cdot 10^{-5}$	$4,7 \cdot 10^{-16}$	$2,6 \cdot 10^{-13}$
Kurzlebige Aerosole[1])	2,0	$6,3 \cdot 10^{-12}$	$6,0 \cdot 10^{-10}$ (Rn-222)
[1]) kurzlebige Zerfallsprodukte von Rn-222 und Rn-220			

Tab. 6: Mit der Abluft abgegebene Radionuklide und deren Konzentration in der Umgebung der Schachtanlage Asse

Anhang des für die Schachtanlage Asse abgeschätzten Langzeitausbreitungsfaktors von $2 \cdot 10^{-4}$ s/m^3 wurden die mittleren Konzentrationen berechnet, die sich an der ungünstigsten Stelle in der Umgebung der Schachtanlage ergeben. Zum Vergleich sind die abgeleiteten Grenzwerte der Strahlenschutzverordnung für die mittleren jährlichen Konzentrationen in Luft mit angegeben. Wie der Tabelle 6 zu entnehmen ist, liegen die berechneten Konzentrationen am Zaun etwa um den Faktor 100 oder mehr unter den Grenzwerten der Strahlenschutzverordnung.

Die errechneten Werte für Pb-210 und Rn-222 unterschreiten außerdem die niedrigsten natürlich vorkommenden Konzentrationen dieser Nuklide in der Umgebungsluft. Ein Anstieg der Aerosolaktivität der Luft in der Umgebung der Schachtanlage ist daher nicht zu erwarten. Dies wird durch die Umgebungsüberwachungsmessung bestätigt.

6. Umgebungsüberwachung

In der Umgebung des Salzbergwerkes Asse werden laufend Proben genommen, die auf ihren Gehalt an radioaktiven Stoffen untersucht werden. Die Probenahme berücksichtigt die bei der Lagerung von radioaktiven Abfällen in einem Salzbergwerk in Frage kommenden Belastungspfade über Luft und Wasser. Die Untersuchung von Wasser aus der Umgebung stellt in diesem Zusammenhang eine reine Vorsorgemaßnahme dar, da keinerlei Kontakt zu den eingelagerten radioaktiven Abfällen besteht.

Das gesamte Programm der Umgebungsüberwachung im Bereich der Schachtanlage Asse ist in Tabelle 7 zusammengestellt. Die Meßergebnisse werden jährlich in einem Bericht /2/ zusammengefaßt und veröffentlicht.

6.1 Grund- und Oberflächenwasser

In Abstimmung mit dem hydrologischen Forschungsprogramm im Bereich des Asse-Höhenzuges werden seit 1966 an ca. 30 ausgewählten Meßstellen vierteljährlich jeweils 1-Liter-Wasserproben auf ihren Gehalt an Beta-Aktivität untersucht.

Die Proben werden eingedampft und anschließend in einem Großflächendurchflußzähler gemessen. Die Nachweisgrenze der Beta-Gesamtaktivität liegt bei 5 pCi/l.

Bei Werten über 10 pCi/l wird zusätzlich flammenphotometrisch der Kaliumgehalt ermittelt und durch Abzug der natürlichen K-40-Aktivität die Beta-Restaktivität errechnet. Die Werte lagen stets unter 10 pCi/l und stellen Nullpegelwerte dar.

6.2 Trinkwasser

Seit 1968 wird das Trinkwasser der umliegenden Ortschaften in regelmäßigen Abständen untersucht. Dabei wird alles Trinkwasser berücksichtigt, das aus dem Bereich des Asse-Höhenzuges stammt. In halbjährlichem Abstand werden 50-l-Proben den Trinkwasserversorgungsleitungen entnommen und vom Institut für Strahlenschutz auf den Gehalt an Plutonium-239, Cäsium-137 und Strontium-90 analysiert. Die Nachweisgrenzen betragen 0,005 pCi/l für Pu-239 sowie 0,05 pCi/l für Cs-137 und Sr-90.

Die Meßergebnisse aus dem Jahre 1978 zeigen geringe Spuren von Sr-90 und Cs-137. Dies deutet darauf hin, daß in einigen Fällen oberflächennahes Grundwasser mit erfaßt wurde. In diesem ist die Radioaktivitätskonzentration durch die Fallout-Aktivität der Niederschläge beeinflußt.

Art der Maßnahme	Anzahl der Meßstellen	Meßfrequenz	Jährliche Meßproben	Meßverfahren
1. Bestimmung der Beta-Aktivität von Grund- und Oberflächenwasser	28	vierteljährlich Stichproben	112	Messung des Eindampfrückstandes im Methandurchflußzähler. Bei Bedarf Bestimmung des K-Gehaltes durch Flammenphotometrie
2. Untersuchung von Trinkwasser auf Sr-90, Cs-137, Pu-239	5	halbjährlich Stichproben	10	Einzelnuklidanalyse
3. Messung der kurz- und langlebigen Aerosolaktivität der Luft	7	monatlich Stichproben	84	Luftstaubsammlung (100 m^3) über Großflächenfilter (300 cm^2) und Ausmessung im Methandurchflußzähler
4. Bestimmung der Beta-Aktivität von Bodenbewuchsproben	6	jährlich Stichproben	6	Oxidative Naßveraschung. Messung des Eindampfrückstandes im Großflächendurchflußzähler. Flammenphotometrische Bestimmung des K-Gehaltes
5. Überwachung der externen Strahlenbelastung	28	kontinuierliche Exposition, halbjährliche Auswertung	56	Festkörperdosimeter

Tab. 7: Programm der Umgebungsüberwachung im Bereich des Salzbergwerkes Asse

6.3 Umgebungsluft

Die Aerosolaktivität der bodennahen Luft in der näheren Umgebung der Schachtanlage wird in monatlichen Abständen gemessen. An sechs gleichbleibenden Meßstellen sowie in der Abwetterfahne des Diffusors werden jeweils ca. 100 m^3 Luft über Filter gesaugt. Anschließend wird die Alpha- und Beta-Aktivität der auf dem Filter gesammelten Aerosole in einem Großflächendurchflußzähler ausgemessen.

Die Meßwerte liegen im Bereich der wetterbedingten Schwankungen (ca. 10 - 1000 pCi/m^3) der in der Natur vorkommenden Radon- und Thoron-Folgeprodukte.

Eine Erhöhung der Werte durch die Abwetter der Schachtanlage konnte selbst an der Meßstelle, die stets in der Abwetterfahne des Fiffusors gewählt wird, nicht festgestellt werden.

Nach einer Abklingzeit von sieben Tagen werden die Filter erneut ausgemessen, um die langlebige Aerosolaktivität zu bestimmen. Diese Werte lagen stets unter der Nachweisgrenze von 0,3 pCi/m^3.

6.4 Bodenbewuchsproben

In der näheren Umgebung der Schachtanlage Asse wurden seit 1971 jährlich an drei Stellen von je 0,25 m^2 Bewuchsproben genommen und ihre Beta-Aktivität gemessen. Die Stellen für die Probenahme wurden so ausgewählt, daß dort, entsprechend den Hauptwindrichtungen an der Asse, eventuelle Ablagerungen von Stäuben aus der Grubenabluft mit erfaßt werden. Seit 1977 wurden weitere drei Probenahmestellen hinzugenommen.

Die Bewuchsproben bestehen hauptsächlich aus Gräsern und Unkräutern. Sie werden getrocknet und anschließend erfolgt eine oxidative Naßveraschung sowie die Ausmessung der Eindampfrückstände im Großflächendurchflußzähler. Um den Beta-Aktivitätsanteil des natürlichen K-40 zu berücksichtigen, wird außerdem eine flammenphotometrische Kaliumbestimmung durchgeführt.

Der Einfluß der Bodenbeschaffenheit und die Art des Bewuchses bleiben bei diesen Stichproben jedoch unberücksichtigt und führen zu natürlichen Schwankungen der spezifischen Beta-Aktivitäten.

6.5 Umgebungsstrahlung

Um die akkumulierte Strahlenexposition in der Umgebung der Schachtanlage Asse zu ermitteln, wurden im April 1978 Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) ausgehängt. Im Umkreis von 1 km

und 2 km wurden hierzu jeweils 12 Meßstellen ausgesucht. Zusätzlich wird die Strahlendosis entlang der Bahnlinie an 3 Stellen überwacht.

Alle Dosimeter werden als Doppeldosimeter ausgelegt und nach einer Exposition von ca. sechs Monaten ausgetauscht. Die Auswertung erfolgt durch die Auswertestelle für Strahlendosimeter der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung in Neuherberg.

Die Meßwerte zeigen, daß die mittlere Strahlenexposition in der Umgebung der Schachtanlage Asse etwa 63 mR pro Jahr beträgt. Die mittlere Strahlenexposition in der Bundesrepublik durch terrestrische und kosmische Strahlung im Freien liegt bei 83 mR pro Jahr /3/.

Literatur

/1/ Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH, München:
Bedingungen für die Lagerung von schwachradioaktiven Abfällen im Salzbergwerk Asse, Stand: Dezember 1975

/2/ Stippler, R., und H. Kleimann:
Strahlenschutz und Umgebungsüberwachung im Bereich der Schachtanlage Asse
Jahresbericht 1978, GSF-T95

/3/ Die Strahlenexposition von außen in der Bundesrepublik Deutschland durch natürliche radioaktive Stoffe im Freien und in Wohnungen
Hrsg. BMI, 1978

ZUR SITUATION DER VERSUCHSANLAGE ASSE ALS BUNDESWEITES ZWISCHENLAGER

E. Albrecht

Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH München

Kurzfassung

Die Bundesregierung erwarb 1965 das stillgelegte Steinsalzbergwerk Asse bei Wolfenbüttel. Die Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung wurde beauftragt, in enger Zusammenarbeit mit der Gesellschaft für Kernforschung im Rahmen eines umfangreichen Forschungs- und Entwicklungsprogramms die Endlagerung radioaktiver Abfallstoffe aller Kategorien über die nächsten Jahrzehnte durchzuführen, wobei einer der Schwerpunkte auf der Entwicklung moderner und leistungsfähiger Einlagerungstechnologien liegt.

Im Rahmen der von der Bergbehörde erteilten Genehmigung für schwach- und mittelaktive Abfälle wurden bis Ende 1978 rund 124 000 Fässer schwachaktiver Abfälle in Kammern auf der 750- und 725-m-Sohle sowie rund 1 300 Fässer mittelaktiver Abfälle in einer Kammer auf der 511-m-Sohle eingelagert. Seit Anfang 1979 ruht die Einlagerung radioaktiver Abfälle, da die hierfür erteilten Genehmigungen ausgelaufen sind.

Im April 1979 ist bei der Genehmigungsbehörde ein Antrag für die rückholbare Lagerung schwachaktiver Abfälle in noch vorhandenen Kammern auf der 750-m-Sohle gestellt worden. Die rechtliche Grundlage für diese Art der Einlagerung ist der § 3 der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV). Ende August 1979 wurde von der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt (PTB) ebenfalls ein Antrag für die Endlagerung der vorgenannten Abfälle nach § 9b Atomgesetz (AtG) - Planfeststellungsverfahren - beim Niedersächsischen Sozialministerium gestellt.

Seit Frühjahr 1979 werden die für die rückholbare Zwischenlagerung vorgesehenen Kammern in 750 und 725 m Tiefe bergmännisch und bergtechnisch hergerichtet, um in der Lage zu sein, ab Anfang 1980 schwachaktive Abfälle einlagern zu können. Über die Durchführung dieser Arbeiten wird berichtet.

Abstract

The (German) Federal Government purchased in 1965 the abandoned salt mine Asse II, near Wolfenbüttel. The Radiological and Environmental Research Company (GFS), in close cooperation with the Karlsruhe Nuclear Research Center (KfK) was entrusted

with the final storage of radioactive waste of all categories for the next decades, within the frame of a comprehensive research and development program. One of the main tasks lies with the development of modern and efficient storage facilities.

Covered by the permit for storing low- and intermediate-level waste, issued by the mining authority, there were stored till the end of 1978 about 124 000 drums with low-level radioactive wastes in compartments of the 750 and 725 m sole, as well as nearly 1 300 drums with intermediate-level wastes in a compartment on the 511 m sole. Since the beginning of 1979, storing of radioactive wastes has been interrupted because the permits issued had terminated.

In April 1979 an application was submitted to the licensing authority for retrievable storage of low-level radioactive wastes in still existing compartments on the 750 m sole. The legal basis for this kind of storage is Sect. 3 of the Radiological Protection Ordinance. At the end of August 1979, the Federal Institute of Physics and Engineering (PTB) also applied for a license according to Sect. 9b (overall zoning procedure) of the Atomic Energy Act at the Social Ministry of Lower Saxony, permitting the ultimate storage of the wastes mentioned above.

Since spring 1979, the compartments in a depth of 750 and 725 m, provided for retrievable storage, are prepared according to mining and engineering standards, in order to be able to store low-level radioactive waste from the beginning of 1980. It is reported on the performance of these activities.

Stand der Arbeiten auf der Schachtanlage Asse

Bei der friedlichen Nutzung der Kernenergie fallen radioaktive Abfälle aller Kategorien an, die säkular sicher gelagert werden müssen. Unter Berücksichtigung des Sicherheitsaspektes sowie auch der Wirtschaftlichkeit ist von den verschiedenen Möglichkeiten der Endlagerung diejenige in Salzformationen des tiefen geologischen Untergrundes als die sicherste anzusehen. Dieses gilt besonders für die Länder Westeuropas mit ihrer hohen Bevölkerungsdichte und ihrem regenreichen Klima.

Die Gründe für eine Lagerung im Salzstock sind:

- Die Salzformationen des Zechsteins sind vor rund 220 Millionen Jahren durch Meeresaustrocknung entstanden, vor ca. 100 Millionen Jahren im norddeutschen Raum zu Salzstöcken aufgefaltet worden und haben seitdem die Beschaffenheit kaum geändert.

- Salzformationen in Form von Diapiren, von denen wir in Norddeutschland mehr als 200 haben, garantieren im Regelfall einen sicheren hydrologischen Abschluß, so daß möglicherweise frei werdende Aktivitäten nicht in den Biozyklus gelangen können.

- Nordeuropa ist ein weitgehend erdbebenfreies Gebiet.

- Große Hohlräume von mehreren 10 000 m^3 Inhalt lassen sich bei wirtschaftlich vertretbaren Kosten herstellen und stehen gleichzeitig ohne Verwendung jeglichen Ausbaues über lange Zeit völlig offen.

- Die relativ gute Wärmeleitfähigkeit von Steinsalz kommt hinzu, sie ist von besonderer Bedeutung bei der Endlagerung hochaktiver, wärmeentwickelnder Abfälle.

Schon 1965 erwarb die Bundesregierung das stillgelegte Steinsalzbergwerk Asse bei Wolfenbüttel. Die Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung (GSF) wurde damals von der Bundesregierung beauftragt, in enger Zusammenarbeit mit der Gesellschaft für Kernforschung im Rahmen eines umfangreichen Forschungs- und Entwicklungsprogramms die Tieflagerung radioaktiver Abfallstoffe aller Kategorien über die nächsten Jahrzehnte durchzuführen, wobei einer der Schwerpunkte auf der Entwicklung moderner und leistungsfähiger Einlagerungstechnologien lag. Das Salzbergwerk selbst verfügt derzeit über rund 3,5 Millionen m^3 Hohlraumvolumen, wobei auf 16 alten Abbausohlen meist je 9 Kammern nebeneinander liegen. Es handelt sich insgesamt um rund 130 solcher ehemaliger Abbaukammern mit den Ausmaßen 60 m Länge, 30 m Breite und 15 m Höhe.

Im Rahmen der von der Bergbehörde erteilten Genehmigung für schwach- und mittelaktive Abfälle wurde bis zum 31.12.1978 in insgesamt 11 Kammern der 750-m-Sohle sowie der 725-m-Sohle eingelagert. Dabei konnten rund 124 000 Schwachaktivfässer, das heißt also 200-l-Fässer, 400-l-Fässer sowie Verlorene Betonabschirmungen von 1967 bis 1978 eingelagert werden. Des weiteren kam es von 1971 bis Januar 1977 zur Einlagerung von knapp 1300 mittelaktiven Fässern in der Kammer 8a auf der 511-m-Sohle. Seit dem 31.12.1978 ruht die Einlagerung radioaktiver Abfälle, die letzte Genehmigung für die Einlagerung schwachaktiver Abfälle, die für einen 3-Jahreszeitraum Gültigkeit hatte, war ausgelaufen.

Die Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) in Braunschweig ist nach § 23 Absatz 1 Nummer 2 des Atomgesetzes für die Errichtung und den Betrieb von Anlagen des Bundes sowie für die Sicherstellung und Endlagerung radioaktiver Abfälle zuständig. Da in der 4. Atomgesetznovelle vom Herbst 1976 für die Schachtanlage Asse keine besondere Regelung vorgesehen ist, sind die entsprechenden §§ des Atomgesetzes auch auf die Asse anzuwenden. Das heißt, für eine weitere Einlagerung ist ein Planfeststellungsverfahren nach § 9b Atomgesetz durchzuführen. Unter Berücksichtigung der momentanen Situation ist mit einer voraussichtlichen Laufzeit eines Planfeststellungsverfahrens von 5 - 7 Jahren zu rechnen.

Am 30.8.1979 hat die PTB einen Planfeststellungsantrag zur Sicherstellung und Endlagerung von schwachaktiven Abfällen in der Schachtanlage Asse beim Niedersächsischen Sozialministerium gestellt. Der gestellte Antrag bezieht sich derzeit nur

auf die schwachaktiven Fässer, die eventuell bis zum Ausgang des Planfeststellungsverfahrens "rückholbar" eingelagert werden. Die Prüfung des Planfeststellungsverfahrens soll ergeben, ob bei der Endlagerung schwachaktiver Abfälle in der Schachtanlage Asse der nach dem Atomgesetz geforderte Schutz für Leben, Gesundheit und Sachgüter vor ionisierenden Strahlen auf Dauer gewährleistet ist.

Zum Nachweis, daß die Voraussetzungen für die Einleitung eines Planfeststellungsverfahrens gemäß § 9b Atomgesetz erfüllt sind, sind folgende Unterlagen erforderlich:

- Nachweis über die Zuverlässigkeit und Fachkunde der für die Leitung und Beaufsichtigung des Betriebes der Anlage verantwortlichen Personen;

- Nachweis über die Kenntnisse der sonst beim Betrieb der Anlage tätigen Personen über einen sicheren Betrieb der Anlage, die möglichen Gefahren und die anzuwendenden Schutzmaßnahmen;

- Nachweis über die nach dem Stand von Wissenschaft und Technik erforderliche Vorsorge gegen Schäden durch den Betrieb der Anlage;

- Nachweis über den erforderlichen Schutz gegen Störmaßnahmen oder sonstige Einwirkungen Dritter;

- Nachweis, daß überwiegende öffentliche Interessen, insbesondere im Hinblick auf die Reinhaltung des Wassers, der Luft und des Bodens, der Wahl des Standortes nicht entgegenstehen.

Auf Grund der Kürze der Zeit sind noch nicht alle erforderlichen Unterlagen vollständig beim Niedersächsischen Sozialministerium, außerdem werden zusätzliche Unterlagen von seiten des Landes angefordert - an der möglichst raschen Zuarbeit für die PTB wird von seiten der GSF derzeit gearbeitet. Wann also der Antrag als vollständig eingereicht gilt, ist im Moment nicht abzusehen.

Um nun den geschätzten Zeitraum, der über ein Planfeststellungsverfahren ins Land gehen wird, trotzdem mit einer Einlagerung überbrücken zu können, hat die GSF als Betreiberin der Schachtanlage Asse bereits am 30.4.1979 einen Antrag auf rückholbare Zwischenlagerung für schwachaktive Abfälle gemäß § 3 der Strahlenschutzverordnung beim zuständigen Bergamt in Goslar gestellt. Die in der Bundesrepublik Deutschland anfallenden radioaktiven Abfälle sollen im Salzbergwerk Asse in rückholbarer Form gelagert werden. Die Lagerung soll in einer Art Warenhausstapeltechnik in Kammern durchgeführt werden. Während der gesamten Zeit, in der eine Rückholbarkeit gewährleistet sein muß, sind die Kammern offen, d.h. unverschlossen. Die Paletten müssen über den ganzen Zeitraum frei zugänglich sein.

In der Phase 1 sollen hierzu bereits vorhandene geeignete Kammern genutzt werden. Es bieten sich dazu auf Grund der Abbau-

höhe von 15 Metern der alten Kammern auf der 750-m-Sohle und der 725-m-Sohle 6 bereits vorhandene Kammern an. Diese Kammern befinden sich in älterem und jüngerem Steinsalz. Für die Herrichtung der Kammern sind umfangreiche Vorarbeiten notwendig. Diese werden zur Zeit mit dem Einsatz aller verfügbaren Kräfte durchgeführt, so daß von seiten der GSF mit dem Abschluß der notwendigen fristgerechten Vorarbeiten für eine rückholbare Lagerung bis Anfang des nächsten Jahres zu rechnen ist. Bei den bergmännischen Arbeiten handelt es sich insbesondere um Planieren, Berauben, Schaffung neuer Zugänge und Senken der Versatzsohle.

Die alten Kammern auf der 750-m-Sohle haben eine durchschnittliche Höhe von rund 12 Metern. Für eine rückholbare Lagerung wird nur eine Kammerhöhe von ca. 6 m benötigt. Die Fässer sollen eine Stapelhöhe von rund 4 m erreichen. Wenn diese bergmännischen Arbeiten durchgeführt sind, steht insgesamt eine Lagerfläche von etwa 6000 m^2 zur Verfügung. Das dann zur Verfügung stehende Lagervolumen dürfte für den Anfall eines Jahres an schwachaktiven Abfällen zur "rückholbaren Zwischenlagerung" ausreichen. Weitere vorhandene Kammern sind für diese Zwecke nicht geeignet. Für eine weitere rückholbare Lagerung sind also auf der Schachtanlage Asse danach neue Kammern zu erstellen.

Um eine sichere Handhabung der Behälter auch nach einer geschätzten 20jährigen Zwischenlagerung noch sicher gewährleisten zu können, müssen an die Behälter höhere Anforderungen als bisher gestellt werden. Die verfestigten schwachaktiven Abfälle in den bisherigen 200-l-Fässern müssen in 350-l-Fässer gestellt werden. Der Zwischenraum zwischen den Fässern muß zur Erhöhung der Stabilität, der Formbeständigkeit, der Korrosionsbeständigkeit und der Auslaugresistenz mit geeigneten Materialien wie Beton, Bitumen oder ähnlichem ausgefüllt werden. Diese Fässer wiederum werden auf Metallpaletten zu Transporteinheiten von drei bis sechs Fässern zusammengefaßt, die bis zu vier Lagen übereinander gestapelt werden können. Dabei sind die Paletten selbst als Käfig ausgebildet, um eine zusätzliche mechanische Belastung durch das Stapelgewicht auszuschließen. Die bisherigen 400-l-Fässer sollen künftig nicht mehr verwendet werden, wobei allerdings die Möglichkeit besteht, hier auf Verlorene Betonabschirmung auszuweichen. Die bislang verwendeten Betonabschirmungen können auch bei rückholbarer Lagerung in gleicher Weise gestapelt werden wie bisher. Eine weitere Optimierung in bezug auf die Auslaugbeständigkeit der Verlorenen Betonabschirmungen ist zu überprüfen. Es sei an dieser Stelle noch einmal erwähnt, der Antrag auf Durchführung eines Planfeststellungsverfahrens bezieht sich derzeit nur auf solche Fässer, die "rückholbar" eingelagert werden sollen.

Es wird immer wieder in der Öffentlichkeit gefragt, welche Arbeiten denn nach dem Einlagerungsstopp auf der Asse überhaupt noch durchgeführt werden und ob es nicht zu Entlassungen kommen müßte. In diesem Zusammenhang sei erwähnt, daß direkt mit der Einlagerung nur bis fünf Mitarbeiter beschäftigt waren. Diese Bergleute sind im Moment mit dabei, die Kammern für die

rückholbare Zwischenlagerung herzurichten. Alle anderen Arbeiten waren von dem Einlagerungsstopp sowieso nicht betroffen.

Ist die Kapazität der sechs herzurichtenden Kammern ausgenutzt, so wird es einige Zeit dauern, bis neue Kammern für die rückholbare Lagerung erstellt worden sind. Zur Zeit ist die Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung dabei, über ein ausgedehntes geologisches Untersuchungsprogramm nähere Aufschlüsse über die Partien des Salzsattels zu gewinnen, in dem diese neuen Kammern zu errichten sind. Die im Rahmen des Explorationsprogramms vorgestoßene erste Bohrung NE-1 traf am 1.3.1979 in 362 Metern Entfernung vom Grubengebäude auf Gas und Lauge. Die Bohrung wurde in ihrer gesamten Länge von rund 362 m mit Polymac zuzementiert. Die 750-S1-Bohrung wurde auf eine Endteufe von 400 m, mit Bohrung 750 S2 auf 372 m, die Bohrung 750 NE2 auf 550 m Teufe gebracht. Die bisherigen Ergebnisse deuten an, daß im unteren Bereich des Assesattels größere Steinsalzpartien vorhanden sind, als bisher angenommen. Als Vorarbeiten für einen Tiefenaufschluß in der Anlage ist die vorhandene Wendelstrecke um 228 m von der 775-m-Sohle zur 800-m-Sohle erweitert worden, so daß auf dieser Sohle mit den vorhandenen Großfahrzeugen gearbeitet werden kann. An einen weiteren Tiefenaufschluß bis 950 m Teufe ist in der Schachtanlage Asse gedacht.

Parallel zu den Maßnahmen, die zur Herstellung neuer Kammern führen, ist zur Erhöhung der Standsicherheit der bereits vorhandenen alten Abbaukammern mit einer Verfüllung dieser Kammern zu beginnen. Zur Erprobung von Verfüllmaterialien wurden die Eigenschaften und das Stoffverhalten von 8 ausgewählten Materialien nach einheitlichen, vergleichbaren Methoden untersucht. Bei den Materialien handelt es sich um 3 Haldenrückstände von Kaliwerken, 1 Schlackenrückstand, 2 Flugaschen und 2 mit hydraulischen Bindemitteln versetzten Stoffen. Ergebnisse dieser Untersuchungen liegen derzeit noch nicht endgültig vor. Die gesamte Verfüllmaßnahme von rund 3,5 Millionen m^3 Hohlraum wird etwa 5 bis 10 Jahre in Anspruch nehmen. Das beim Auffahren von neuen Kammern für die rückholbare Lagerung in der Zeit anfallende Salz soll mit zur Verfüllung der vorhandenen Hohlräume genutzt werden. Die geschätzten Kosten dieser Arbeiten dürften in einer Höhe von rund 100 Millionen DM liegen.

Obwohl derzeit keine neuen Anträge (die letzten wurden von seiten der GSF im Juni 1978 gestellt) zur Einlagerung von mittelaktiven Abfällen gestellt sind, laufen die Planungen für den Bau einer Nachfolgekammer 8a weiter. Mit dem Bau einer neuen Kammer für die Versuchseinlagerung mittelaktiver Abfälle sollen neben der Demonstration von Verfügbarkeit und Sicherheit dieser Einlagerungsverfahren weitere Ergebnisse erzielt werden, z.B.

- Bestimmung der zulässigen Grenzwerte der mittelaktiven Abfälle für diesen Kammertyp und ihr Verhalten unter Lagerbedingungen sowie

- Kenntnisse über Verfahren und Materialien für die Verfüllung und den Verschluß der Kammer.

Als Form der Kammer ist ein Kreiszylinder mit aufgesetztem Kegel vorgesehen mit einem Hohlraumvolumen von 3000 m^3. Es ist ein syphonartiger Zugang geplant, der gegenüber einem horizontalen Zugang im Falle eines Wasser- beziehungsweise Laugeneinbruchs Vorteile hat.

Der Bau der Prototyp-Kavernenanlage geht seinem Ende entgegen. Die restlichen Montagearbeiten werden voraussichtlich bis Ende des Jahres fertiggestellt sein. Als nächste Phase wird sich die inaktive Erprobung anschließen. Inwieweit sich eine "heiße Phase" anschließen wird, ist im Moment von seiten der GSF nicht zu beantworten.

In dieser Prototyp-Kavernenanlage soll die Einlagerung mittelaktiver Abfälle in den Kavernenhohlraum zwischen 959 und 996 m Teufe erfolgen. Mit diesem Vorhaben, das den aufwendigen Untertagetransport der Abschirmbehälter vermeidet, wurde 1972 begonnen. Die Kaverne selbst hat ein Volumen von rund 10 000 m^3. Sie ist durch einen neuen Schacht, den Schacht Asse 4, direkt zugänglich. In der Schachthalle soll der über die neue Grubenanschlußbahn antransportierte Sammelabschirmbehälter 7-V mit Hilfe eines Umladebehälters Faß für Faß einzeln entladen werden. Über eine Kranbahn wird der Behälter auf den Strahlenschutzschieber gesetzt. Der Inhalt, das unabgeschirmte mittelaktive Faß, wird dann nach dem Öffnen der Schieber in eine Umladezelle entladen, von wo es über Rollenbahnen in den Förderkorb gebracht wird. Von hier geht es über den neuen Schacht 4 bis zur Entladeanlage in 926 m Tiefe. Nach dem Öffnen der Abdeckklappe fällt das Faß dann in freiem Fall die letzten 70 m in die Kaverne. Bei dem Aufprall werden sich die Fässer gegenseitig zerstören. Zähflüssig auslaufendes Bitumen aus Fässern mit bituminierten Abfällen kann dann die Resthohlräume zwischen den geborstenen Fässern erkriechen und das Ganze zu einem einzigen monolithischen Block vergießen. Von Zeit zu Zeit ist jeweils daran gedacht, loses Salz, Bitumen oder Beton in die Kaverne zu leiten, um eine möglichst vollständige Verfüllung des Raumes zu erreichen. Die Grundidee zur Kavernenlagerung liegt nahe, wenn man bedenkt, daß heute großtechnisch Gas unter hohem Druck beziehungsweise Öl in ähnlichen ausgesohlten Kavernen sicher gespeichert wird.

Weiter fortgeführt werden auch die Untersuchungen zur Versuchseinlagerung hochaktiver Abfälle. Konditionierte hochaktive Abfälle haben eine erwartete Wärmeleistung in der Größenordnung von rund 1000 Watt pro Glasblock. Die sich durch die Wärmefreisetzung ergebenden Spannungen im Gebirge müssen gemessen, notwendige Geräte für Transport, Einlagerung, Rückholung und Überwachung entwickelt sowie im Labor und im Bergwerk erprobt werden. Des weiteren sind wichtige Stoffeigenschaften des Salzes zu bestimmen. In Fortsetzung der in früheren Jahren bereits durchgeführten Temperaturversuche wird auf der Schachtanlage Asse das Temperaturversuchsfeld 4 eingerichtet. 1978 wurden die bergmännischen Arbeiten zur Erstellung des 70 m langen und

6 x 6 m weiten Grubenbaus auf der 750-m-Sohle im Westfeld mit der für eine hexagonale Erhitzerkonfiguration notwendigen kreisförmigen Erweiterung durchgeführt. Anschließend wurden in der Sohle im Trockenbohrverfahren drei Großbohrlöcher von 25 bzw. 15 m Tiefe und 300 mm Durchmesser sowie 20 Bohrlöcher zur Aufnahme von Extensometern und für Spannungsmessungen abgebohrt. Ein Großbohrloch wird der Untersuchung des Konvergenzverhaltens des aufgeheizten Gebirges dienen. Im zweiten Großbohrloch wird das entstehende Bohrlochklima zusammen mit Fragen der Laugenfreisetzung untersucht werden. Im dritten Großbohrloch im Zentrum des Hexagons wird eine hohe elektrische Heizleistung installiert, um die Folgewirkungen sowohl im Bohrloch selbst als auch im Hexagon und dem umliegenden Gebirge messen zu können. Mit der Durchführung der Versuche wird Anfang 1980 auf der Schachtanlage Asse begonnen werden können. Es ist immer noch geplant, verglaste hochaktive Abfälle zu Versuchszwecken in rückholbarer Form einzulagern. Zu welchem Zeitpunkt dies möglich sein kann und wie die Genehmigungssituation sein wird, kann derzeit nicht beurteilt werden.

DIE LANDESSAMMELSTELLEN FÜR RADIOAKTIVE ABFÄLLE

A. Hoschützky

Bundesministerium des Innern, Bonn

Kurzfassung

Die Errichtung der Landessammelstellen für radioaktive Abfälle in der Bundesrepublik Deutschland ist in § 9a Abs. 3 Atomgesetz verankert. Sie konzentrieren sich auf radioaktive Abfälle aus der Anwendung von Radionukliden in Industrie, Forschung und Medizin.

Das Atomgesetz erlaubt ausdrücklich, den Betrieb der Landessammelstellen Dritten zu übertragen. Es bestehen für die 11 Länder der Bundesrepublik Deutschland 8 Sammelstellen. Sie übernehmen die radioaktiven Abfälle nach Maßgabe ihrer Benutzungsordnungen. Die Abfälle werden zum Teil durch eigene Abholdienste übernommen und, soweit erforderlich, zur Endlagerung konditioniert. Bis Ende 1978 wurden die Abfälle laufend an das Versuchsendlager Asse abgegeben. Nur Abfälle, die radioaktive Gase oder Dämpfe entwickeln, wie etwa Radium oder Tritium, durften in den Grubenbauten aus Strahlenschutzgründen nicht eingelagert werden und verblieben in den Landessammelstellen.

Nachdem die Einlagerungsgenehmigung für die Asse ausgelaufen ist, ergeben sich große Schwierigkeiten. Die verschiedenen Landessammelstellen bieten heute nur noch für beschränkte Zeiträume Aufnahmemöglichkeiten, im allgemeinen nicht länger als für insgesamt 2 Jahre. Da außerdem die Anfallannahme auf das Gebiet des entsprechenden Landes beschränkt wurde, müssen die Landessammelstellen sowohl hinsichtlich der Lagerkapazität als auch im Hinblick auf die Verarbeitungsanlagen ausgebaut werden.

Abstract

In the Federal Republic of Germany the establishment of state agencies for the collection of radioactive wastes is embodied in Section 9a, para. 3 of the Atomic Energy Act. They concentrate on collecting radioactive wastes resulting from the application of radionuclides in industry, research, and medicine.

The Atomic Energy Act expressly permits to assign the operation of the agencies to third parties. For the eleven states of the Federal Republic of Germany there exist eight waste collecting agencies. They accept the radioactive wastes according to their regulations of use. The wastes are partly col-

lected by their own collecting services and, if necessary, conditioned for ultimate storage. Until the end of 1978 the wastes were continuously transferred to the experimental ultimate storage facility Asse. Only wastes producing radioactive gases or vapors, like e.g. radium and tritium,were not accepted for storage in the pit structures for reasons of radiation protection,and therefore remained with the collecting agencies.

After the license for storage in Asse expired, great difficulties have arisen. The various state collecting agencies today are offering storage capacities only for limited periods of time, generally not more than for two years in total. Moreover, the acceptance of waste being confined to the territory of the corresponding state, the state collecting agencies have to be extended with respect to storage capacity as well as processing facilities.

Die Beseitigung radioaktiver Abfälle stellt nach Beendigung des Umgangs mit radioaktiven Stoffen den abschließenden Strahlenschutz dar, der nunmehr weniger den mit dem Umgang Beschäftigten und durch ihn Betroffenen als vielmehr der unbeteiligten Bevölkerung und der Umwelt gilt. Eine der wichtigsten Voraussetzungen für den Erfolg hierbei ist die restlose Erfassung auch geringfügiger und durch den Einsatz der radioaktiven Stoffe weit gestreuter Abfälle. Besondere Bemühungen erfordert die Entsorgung von Anwendungsbereichen radioaktiver Isotope, die sich weit verzweigt bis ins tägliche Leben hinein erstrecken, soll nicht die Umweltradioaktivität über diese vielfältige Anwendung relativ schwacher Radioisotope am stärksten ansteigen. Gerade aber die Entsorgung dieses Abfallbereiches ist die wesentliche Aufgabe der Landessammelstellen für radioaktive Abfälle.

Die Errichtung von Landessammelstellen für radioaktive Abfälle ist in der Bundesrepublik Deutschland im Atomgesetz verankert. § 9a Abs. 3 AtG bestimmt, daß die Länder Landessammelstellen für die Zwischenlagerung der in ihrem Gebiet angefallenen radioaktiven Abfälle einzurichten haben. Wer radioaktive Abfälle besitzt, hat sie nach § 9a Abs. 2 AtG an diese Sammelstellen abzuliefern. Einzelheiten über die Ablieferungspflicht für radioaktive Abfälle werden in § 47 der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) geregelt. So kann danach vor Ablieferung eine besondere Behandlung der radioaktiven Abfälle verlangt werden. Dies ermöglicht, die Ablieferer nötigenfalls dazu anzuhalten, ihre radioaktiven Abfälle in eine Beschaffenheit zu überführen, die beim Transport und bei der weiteren Beseitigung keine zu großen Schwierigkeiten bereitet.

Grundsätzlich werden nach § 47 Abs. 2 StrlSchV radioaktive Abfälle aus "Kernanlagen", das sind Einrichtungen, wie sie in Anlage 1, Abs. 1 Nr. 1 zum Atomgesetz genannt sind, nicht von Landessammelstellen angenommen. Sie dürfen dort nur nach einer besonderen Zulassung durch die zuständige Behörde abgeliefert

werden. Die Landessammelstellen konzentrieren sich demnach im wesentlichen auf die radioaktiven Abfälle aus der Isotopenanwendung. Es handelt sich dabei um radioaktive Abfälle aus der Industrie, der gewerblichen Wirtschaft und der Medizin sowie aus wissenschaftlicher und industrieller Forschung. Im einzelnen sind es etwa Rückstände, Fehlchargen, verbrauchte radioaktive Stoffe, nicht mehr benötigte Präparate und Strahler, Putzmaterial, kontaminierte oder aktivierte Geräte oder Teile, Schlämme, Verdampferrückstände, verbrauchte Filter und Ionenaustauscherharze aus Abluft und Abwasserreinigung, Tierkadaver, Ausscheidungen, organische Stoffe und Lösungen aus biologischen und medizinischen Versuchen und Anwendungen, so auch kontaminierte Spritzen und Tupfer und vieles andere. Im wesentlichen sind es schwachaktive Abfälle mit Nukliden unterschiedlicher Halbwertszeiten.

Das Atomgesetz erlaubt es in § 9a Abs. 3 ausdrücklich, sich beim Betrieb der Landessammelstellen Dritter zu bedienen. Die Länder haben von dieser Möglichkeit weitgehend Gebrauch gemacht und die Aufgaben der Landessammelstellen an die in ihrem Gebiet gelegenen Kernforschungsinstitute mit den bereits vorhandenen Anlagen übertragen. Dieses Vorgehen war pragmatisch und insbesondere deshalb angebracht, weil der bei den Kernforschungszentren entstehende Abfall im allgemeinen die Abfallmengen der Landessammelstellen weit übertrifft (Tabelle 1 und 2).

So bietet das Kernforschungszentrum Karlsruhe als größte derartige Institution der Bundesrepublik dem Lande Baden-Württemberg Einrichtungen für die Aufgaben der Sammelstelle, die im wesentlichen alle Maßnahmen zur Behandlung von radioaktiven Abfällen ermöglichen. Ähnliches gilt bei der Kernforschungsanlage Jülich für Nordrhein-Westfalen. Wesentlich geringer sind die Behandlungsmöglichkeiten für die Landessammelstelle (LSSt) Berlin im Hahn-Meitner-Institut, für die LSSt Bayern bei der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung in München-Neuherberg sowie die Möglichkeiten bei der Gesellschaft für Kernenergieverwertung in Schiffbau und Schiffahrt mbH (GKSS) in Geesthacht/Schleswig-Holstein.

Da nicht alle Länder auf ein Kernforschungszentrum in ihrem Lande zurückgreifen konnten, schufen die vier Küstenländer Bremen, Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein bei der GKSS eine gemeinsame Landessammelstelle. Die Länder Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland schließlich mußten für die Landessammelstellen eigene Einrichtungen schaffen. Es bestehen demnach für die 11 Länder der Bundesrepublik Deutschland 8 Sammelstellen.

Die Abfälle werden (Bild 1) nach Anmeldung und entsprechender Vorprüfung von den Landessammelstellen - zum Teil durch eigene Abholdienste - übernommen und, soweit noch erforderlich, zur Endlagerung vorbereitet. Dies geschieht durch Konditionierung je nach Erfordernis etwa durch Eindicken, d.h. Verdampfen, Veraschen, Komprimieren oder Verfestigen mittels Betonieren. Maßgebend für die Konditionierung und die Verpackung in Fässer

Land	Landessammelstelle/Ansprechstelle
Baden-Württemberg	a) Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Immissions-, Arbeits- und Strahlenschutz LfU Postfach 21 07 52 Hertzstraße 173 7500 Karlsruhe 21 Tel.: (0721) 751091 FS: 07 826 715 LfU oder b) Zuständiges Gewerbeaufsichtsamt (bei Betrieben, die nicht der Aufsicht der Bergbehörde unterliegen) c) Landesbergamt (bei Betrieben, die der Aufsicht der Bergbehörde unterliegen) Leopoldring 5 7800 Freiburg Tel.: (0761) 2041 oder d) Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH (KfK) Abteilung Dekontaminationsbetriebe (ADB) Postfach 36 40 7500 Karlsruhe 1 Wissenschaftlich-Technische Einrichtungen: 7514 Eggenstein-Leopoldshafen Tel.: (07247) 821 FS:7826 484
Bayern	Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH München (GSF) Landessammelstelle Bayern für radioaktive Abfälle Ingolstädter Landstraße 1 8042 Neuherberg Post Oberschleißheim Tel.: (089) 38741 FS: 05 23 125
Berlin	a) Hahn-Meitner-Institut für Kernforschung Berlin GmbH (HMI) Abteilung Strahlenschutz - Zentralstelle radioaktive Abfälle - Postfach 39 01 28 Glienicker Straße 100 1000 Berlin 39 Tel.: (030) 80091 FS: 01 85 763 oder b) Landesamt für Arbeitsschutz und technische Sicherheit Referat F (Strahlenschutz) An der Urania 4 - 10 1000 Berlin 30 Tel.: (030) 21221 FS: 01 83 798
Bremen	a) GKSS, Geesthacht (siehe unter Schleswig-Holstein) oder b) Senator für Arbeit der Freien Hansestadt Bremen Contrescarpe 73 2800 Bremen 1 Tel.: (0421) 3611 FS: 02 44 804
Hamburg	a) GKSS, Geesthacht (siehe unter Schleswig-Holstein) oder b) Arbeits- und Sozialbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg Postfach 58 67 Hamburger Straße 47 2000 Hamburg 76 Tel.: (040) 291881 FS: 2 12 121 c) Für den medizinischen Bereich: Gesundheitsbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg Postfach 25 24 Tesdorpfstraße 8 2000 Hamburg 13 Tel.: (040) 441951 FS: 2 12 121
Hessen	Meß- und Prüfstelle für die Gewerbeaufsichtsverwaltung des Landes Hessen Ludwig-Mond-Straße 33b 3500 Kassel Tel.: (0561) 2931 FS: 9 9 655 (über Reg.Präs.Kassel)
Niedersachsen	a) GKSS, Geesthacht (siehe unter Schleswig-Holstein) oder b) Zuständiges Gewerbeaufsichtsamt (bei Betrieben, die nicht der Aufsicht der Bergbehörde unterliegen) c) Zuständiges Bergamt (bei Betrieben, die der Aufsicht der Bergbehörde unterliegen)
Nordrhein-Westfalen	Kernforschungsanlage Jülich GmbH (KFA) Landessammelstelle Postfach 19 13 5170 Jülich 1 Tel.: (02461) 611 FS: 08 33 556
Rheinland-Pfalz	Landesgewerbeaufsichtsamt für Rheinland-Pfalz Abteilung Meßstelle für Emissions- und Strahlenschutz Postfach 30 26 Rheinallee 97 - 101 6500 Mainz Tel.: (06131) 6081 FS: 4 187 641
Saarland	a) Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Bauwesen Abteilung E Postfach 1010 Preußenstraße 19 6600 Saarbrücken Tel.: (0681) 6041 FS: 4 421 411 oder b) Für den medizinischen Bereich: Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Sozialordnung Abteilung D Postfach 1010 Hindenburgstraße 21 - 23 6600 Saarbrücken Tel.: (0681) 5929 FS: 4 421 394
Schleswig-Holstein	a) Gesellschaft für Kernenergieverwertung in Schiffbau und Schiffahrt mbH (GKSS) Postfach Reaktorstraße 1 2054 Geesthacht-Tesperhude Tel.: (04152) 121 FS: 02 18 732 oder b) Sozialminister des Landes Schleswig-Holstein - IX 340 - Postfach 11 21 Brunswiker Straße 16 - 22 2300 Kiel 1 Tel.: (0431) 5961 FS: 2 99 871 (über Landesreg. Schleswig-Holstein)

Tab. 1: Beseitigung radioaktiver Abfälle durch die Landessammelstellen

Herkunftsbereich	Volumen einschl. Verpackung [m^3]	Anteil am Gesamtvolumen in %	Behälterzahlen
1. Bereich Landessammelstellen			
LSSt Baden-Württemberg mit KfK Karlsruhe einschl. Versuchsreaktoren und der Wiederaufarbeitungsanlage WAK	7 171,5	52,4	13 329
LSSt Nordrhein-Westfalen mit KFA Jülich einschl. der Jülicher Versuchsreaktoren	574,7	4,2	2 363
LSSt Bayern mit GSF Neuherberg	238,0	1,8	1 140
LSSt Berlin mit HMI Berlin	125,6	0,9	523
LSSt Bremen, Hamburg, Niedersachsen, Schleswig-Holstein mit GKSS Geesthacht	98,0	0,7	395
LSSt Hessen	50,2	0,4	159
LSSt Rheinland-Pfalz	-	-	-
LSSt Saarland	-	-	-
Summe:	8 258,0	60,4	17 909
2. Bereich Kernkraftwerke			
Summe:	4 822,7	35,2	10 618
3. Bereich Unmittelbar an die Asse abliefernde kerntechnische Institutionen und Industrien			
Summe:	602,4	4,4	2 062
Gesamtsumme:	13 683,1	100,0	30 589

Tab. 2: In der Asse eingelagerte radioaktive Abfälle im Jahre 1978

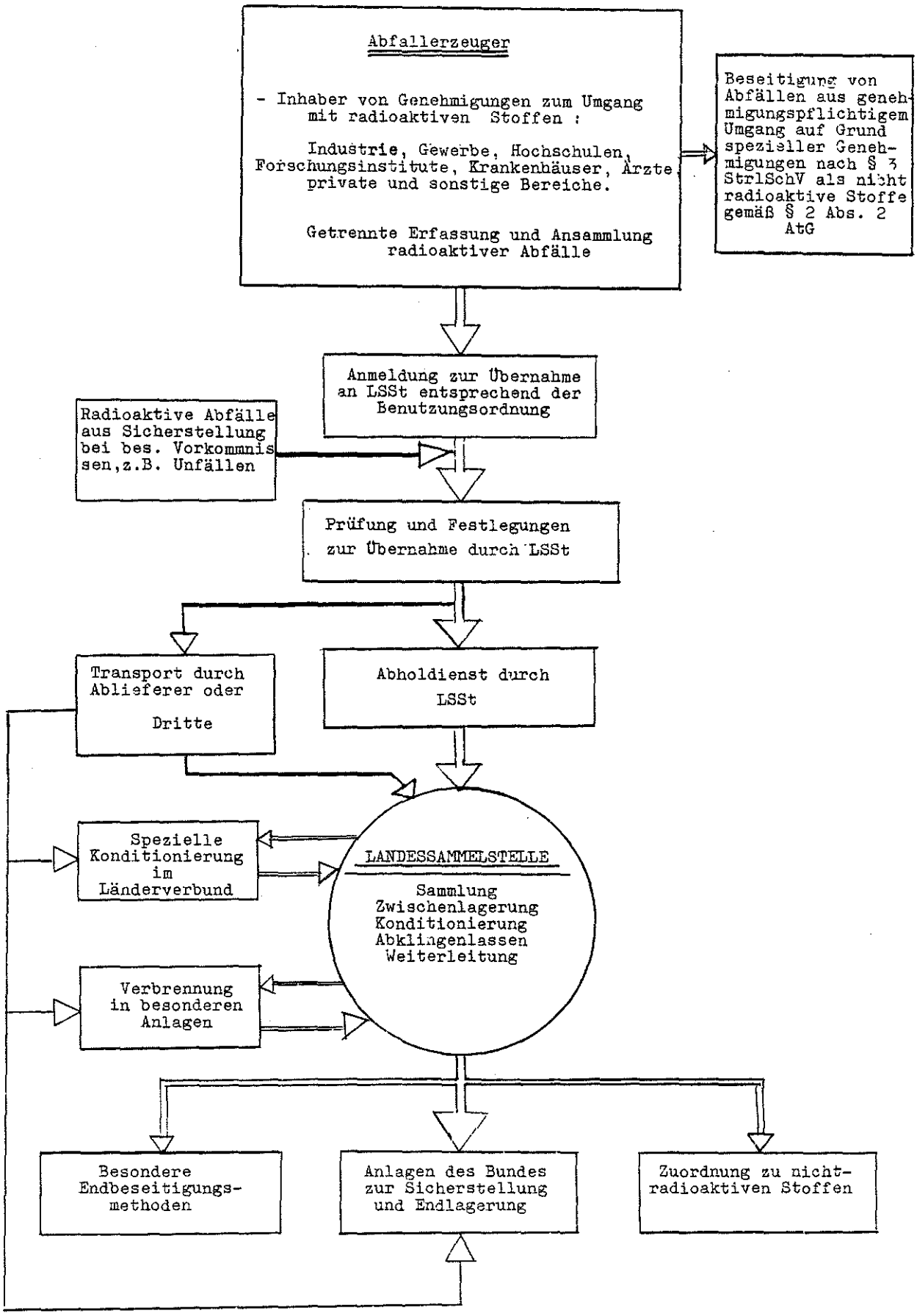


Bild 1: Fließschema der Erfassung und Beseitigung radioaktiver Abfälle durch die Landessammelstellen

sind bislang die Annahmebedingungen des Endlagers in dem früheren Steinsalzbergwerk Asse. Sind die Dosisleistungen an der Oberfläche zu hoch, werden die Fässer mit einer zusätzlichen sogenannten "Verlorenen Betonabschirmung" versehen.

Die Landessammelstellen übernehmen die radioaktiven Abfälle nach Maßgabe ihrer Benutzungsordnungen. Es ist verständlich, daß die Anforderungen an die Abfälle für ihre Endlagerung bereits bei der Annahme durch die Benutzungsordnung der Landessammelstellen berücksichtigt werden. Offen ist bisher vor allem noch eine einheitliche Aufgliederung, also "Klassifizierung", der meist auch unterschiedlich zu behandelnden Abfallarten, um eine einwandfreie Kooperation zwischen den Landessammelstellen zu ermöglichen. Eine gemeinsame Benutzungsordnung für sämtliche Landessammelstellen, in der diese Anforderungen vereinheitlicht werden, ist deshalb unter Federführung des BMI in Bearbeitung.

Wesentliches Kennzeichen der Landessammelstellen ist es, daß sie, wenn auch nach Maßgabe ihrer Benutzungsordnung, im Grunde sämtliche radioaktiven Isotopenabfälle abnehmen, andererseits aber auch, daß sie diese Abfälle nicht behalten, sondern nur zwischenlagern. Bis Ende 1978 erfolgte eine laufende, fast restlose Abgabe der Abfälle an das ehemalige Steinsalzbergwerk Asse zur Endlagerung. Nur Abfälle, die radioaktive Gase oder Dämpfe entwickeln, wie etwa Radium oder Tritiumabfälle, durften in den Grubenbauten aus Strahlenschutzgründen nicht eingelagert werden. Sie verblieben in den Landessammelstellen, stellten aber bisher keine ins Gewicht fallende Inanspruchnahme der Lagerkapazität dar. Auf alle Fälle müßte ihre Beseitigung in anderer Form, etwa durch Versenken im Meer oder in geologischen Speicherschichten oder Kavernen, erfolgen.

Anders ist die Situation nach Auslaufen der Einlagerungsgenehmigung und Schließung der Asse. Der Erlangung einer neuen Genehmigung stellen sich heute unabsehbare Schwierigkeiten in den Weg. Bei reichlicher Lagerkapazität unter den ursprünglichen Bedingungen eines geregelten Abflusses bieten die verschiedenen Landessammelstellen in der heutigen Situation jedoch nur noch für beschränkte Zeiträume Aufnahmemöglichkeiten, im allgemeinen nicht länger als für insgesamt 2 Jahre.

Weitere Schwierigkeiten bereitet die Tatsache, daß durch die 4. Novelle zum Atomgesetz die Abfallannahme auf das Gebiet des entsprechenden Landes beschränkt wurde. Immer schwieriger ist es dadurch, Spezialabfälle, die eine kompliziertere Konditionierung erfordern, in anderen größeren Landessammelstellen, die über entsprechende Anlagen verfügen, wenigstens verarbeiten zu lassen. Aus all diesen Gründen ergibt sich mehr oder weniger die Notwendigkeit, die Landessammelstellen sowohl hinsichtlich der Lagerkapazität als auch im Hinblick auf die Verarbeitungsanlagen auszubauen. In mehreren Ländern sind bereits Planungen und Vorbereitungen im Gange. Wünschenswert wäre hierbei ein bestimmtes Maß von Kooperation und Koordinierung, um so auch in Zukunft ein rationelles Arbeiten der Landessammelstellen zu gewährleisten und die Kosten, die nach dem Verursa-

cherprinzip vom Abfallerzeuger aufgebracht werden sollen, nicht in unvertretbarem Maße hochschnellen zu lassen. Einer solchen Koordinierung dient die auf Initiative des BMI gebildete Arbeitsgruppe Landessammelstellen, in denen neben den Landessammelstellen, den für sie zuständigen Ministerien und Behörden der Länder sowie den betroffenen Kernforschungszentren auch der BMI, der BMFT und die für die Endlagerung zuständige Physikalisch-Technische Bundesanstalt vertreten sind. Hier werden in regelmäßigen Beratungen Erfahrungen ausgetauscht, Probleme erörtert und Lösungsmöglichkeiten aufgezeigt.

Um einen Gesamtüberblick über die Entsorgung von radioaktiven Abfällen in den einzelnen Ländern zu erhalten, werden darüber hinaus seitens des BMI regelmäßige Erhebungen über den Abfallfluß durchgeführt. Die hierbei gewonnenen statistischen Ergebnisse bieten zuverlässige Grundlagen für ein übergreifendes Konzept zum Ausbau und zur Entwicklung der Landessammelstellen, an dem zur Zeit gearbeitet wird.

Die Landessammelstellen haben sich seit ihrer Entstehung und in ihren Ansätzen bisher gut bewährt. Ihre Entwicklung wäre, nicht zuletzt auch im Hinblick auf die Zunahme der Isotopenanwendung, in keinem Falle bereits heute abgeschlossen. Die Stillegung der Asse stellt jedoch in ihrer Entwicklung eine schwere Krise dar. Sie gut zu überwinden, wird in der Tat mehr politisches als technisches Geschick erfordern.

4. Sitzung

Beseitigung und Endlagerung

RADIATION PROTECTION WITH REGARD TO SEA DUMPING OF RADIOACTIVE WASTE

R.W. Sanderse and J. Worst

Netherlands Energy Research Foundation (ECN), Petten

Kurzfassung

Die Niederländische Energieforschungsanstalt (ECN) versenkt seit 1965 in Beton gegossenen radioaktiven Abfall. In diesem Bericht werden die Strahlenschutzprobleme beim Transport und bei der Versenkung des radioaktiven Abfalls besprochen.

Insbesondere wurden dabei die folgenden Punkte berücksichtigt:

- Aufgaben und Arbeitsmethoden des Strahlenschutzes,
- Dosisbestimmung für die bei zwei verschiedenen Versenkungsarten eingesetzten Personen,
- von der Betriebsmannschaft erhaltene Dosen,
- einige durch undichte Fässer verursachte Kontaminationsprobleme.

Abstract

The Netherlands Energy Research Foundation (ECN) has been dumping into the Atlantic Ocean radioactive waste cast into concrete since 1965. In the report the Health Physics problems with regard to the transport and dumping of the radioactive waste are discussed.

In particular to the following points has been paid attention:

- tasks and working methods of the radiation protection service,
- dose evaluation for the people involved by two different kinds of dumping methods,
- doses received by the personal involved,
- some contamination problems caused by leaking drums.

1. Introduction

For the treatment of radioactive waste three basic principles can be followed:

- delay and decay,
- concentrate and store,
- dilute and disperse.

Sea dumping of radioactive waste has been considered as the third principle. Studies has been made to calculate the risks of marine pollution of sea dumping /1,2/.

The London Convention on the Prevention of Marine Pollution by dumping of wastes and other matter has excluded some categories of radioactive waste for sea dumping /3/.

The Nuclear Energy Agency (NEA) established by the Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) has made operational procedures and guidelines for sea dumping packages of radioactive waste /4,5/. Among other things the NEA has regulated the international supervision by an independent NEA observer provided by one of the other member states.

In the Netherlands, the Netherlands Energy Research Foundation (ECN) has been appointed by the Government to collect low-level and medium-level radioactive waste from hospitals, laboratories and nuclear power stations. Together with the solid waste from ECN's laboratories this is cast into concrete and made ready to be dumped into the Atlantic Ocean under international supervision. The dumping operation is supervised by the Dutch Government and performed by the ECN. The radiation protection during the whole dumping operation is carried out by the Radiation Protection Service of ECN's Health Protection Department.

In this paper the radiation protection aspects of the dumping operation will be discussed.

2. Radiation, contamination and dose limits

All drums containing radioactive waste are marked in order to promote ready identification. Additional to a serial number a colour code-system is used in order to indicate the maximum radiation level at the outside of the drums. The adventage of this system is that during transport and handling drums that cause higher radiation levels in the working area, can be indicated easily.

The colour code used is as follows:

- below 50 mrem/h: no colour code,

- from 50 to 200 mrem/h: white circumferential band or other plainly visible white marking,
- from 200 to 500 mrem/h: yellow circumferential band or other plainly visible yellow marking,
- above 500 mrem/h: red circumferential band or other plainly visible red marking.

A surface radiation level higher that 1000 mrem/h is not allowed.

For contamination on surfaces of drums, transport means, clothing and skin the following limits are used:

- α-emitters: 10 pCi/cm^2
- β,γ-emitters: 100 pCi/cm^2

Furthermore the following dose limits are used:

- truck loaders and drivers: 500 mrem/year
- stevedores, ship's crew and passengers: 1500 mrem/year

3. Tasks and working methods of the radiation protection service

The work of the radiation protection service starts with the establishment of the maximum surface radiation level and the control of the outside contamination of all individual packages. Each package is marked according to the categories mentioned above.

Knowing the number of packages in the different categories a planning is made for loading the ship. Special attention is paid to prevent the loading of high radiation drums close to the ship's crew cabins and other apartments. Furthermore calculations are made of radiation doses to be expected for all personal involved in the operation.

Before the start of the operation truck drivers, truck loaders, stevedores and ship's crew are given instructions with regards to radiation protection. This is necessary because those people are not used to work with radioactive materials.

During the operation the following measurements are made:

- radiation levels during the loading of the trucks and around the loaded trucks,
- radiation levels during the loading of the ship,
- radiation survey of the loaded ship (table 1),

- radiation levels during the dumping into the sea,
- integrated dose of personal involved during all operational phases by means of individual dosemeters,
- contamination levels by means of smear samples of some of the drums during all operational phases,
- contamination levels by means of portable contamination monitors of transport means, on the quay and of personnel involved after the operation.

on hatch covers	0.3 - 10	mrem/h
in the gangways	0.3 - 5	mrem/h
in the engine room	< 0.1 - 0.5	mrem/h
in the cabins	< 0.1	mrem/h
on the bridge	< 0.1	mrem/h
on the front part of the ship	0.1 - 1	mrem/h

Table 1: Typical radiation survey "M. Smits" after loading

In order to perform all these tasks radiation safety technicians are present at every stage of the operation. The total amount of technicians involved is about 8.

4. Dose evaluation and doses received

In table 2 a survey is given of the collective dose in manrem received by all personnel involved during the years 1976 till 1979.

In all cases individual registered doses were below 500 mrem. The increase of weight from 2200 to 3500 ton in 1977 was due to a larger capacity of the ship involved.

At the end of 1976 it became clear that the amount of low level waste from the Dutch nuclear power plants increased rapidly. In order to handle the increased amount of radioactive waste 1000 l drums, instead of 200 l drums were used. The larger drums had the following advantages:

- the activity per unit volume can increase without increase of the radiation level on the outside,
- the doses received during transport, loading and dumping are lower due to the fact that the same activity is handled in a shorter time.

year	name ship	total amount of drums	weight in ton	curie content			dose received in manrem	
				α-emitters	β,γ-emitters including ^{3}H	^{3}H	during transport and loading	ship's crew and passengers
1976	Topaz	5098	∿ 2200	∿ 16	∿ 1700	∿ 600	2,2	1,5
1977	M.Smits	4524	∿ 3500	∿ 17	∿ 1500	∿ 600	3,3	1,2
1978	M.Smits	4233	∿ 3500	∿ 32	∿ 6700	∿ 900	2,8	2,2
1979	M.Smits	6165	∿ 3500	∿ 33	∿ 2300	∿ 1500	0,8 [1]	2,3

[1] part loaded at Zeebrugge, dose not included.

Table 2: Collective dose

5. Contamination experiences

Up till now no significant internal contamination of the personnel involved was found. In some cases external contamination is found on clothing and shoes. The maximum amount of activity found was about 1000 pCi β,γ-activity.

Contamination on transport means has been measured in some cases. The most serious cases were:

- the contamination with 1 mCi of medium-high toxic radioactive material, being about 10^{-4} part of the total amount of activity that was transported. The contamination was mainly found on small particles of concrete which were loosened from the drums;

- the contamination with 150 µCi of medium-high toxic and medium toxic radioactive material, being again about 10^{-4} part of the total amount of activity involved. The activity was for the greater part absorbed on the wooden floor.

6. Conclusion

From our experiences it can be concluded that from the radiation protection point of view the sea dumping of low and medium level waste can be performed far below the dose limits and with no significant contamination risk for personnel involved.

References

/1/ Report of the Advisory Group Meeting to Review the Oceanographic Basis of the Provisional Definition and Recommendations for the Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and other Matter
Technical Document IAEA-210 (1978)

/2/ Report of the Consultants' Meeting to Review the Radiological Basis of the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Waste and other Matter
Technical Document IAEA-211 (1978)

/3/ Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and other Matter. The Definition Required by Annex I, paragraph 6 to the Convention and the Recommendations Required by Annex II, Section D
IAEA Information Circular, INFCIRC/205'Add. 1, Rev. 1 (1978)

/4/ Recommended Operational Procedures for Sea Dumping of Radioactive Waste
NEA.SEN/SAN (79)2 (1979)

/5/ Revised NEA guideline for sea dumping package of radioactive waste
NEA, NE(79)2 scale 4 (1979)

PRAKTISCHE DURCHFÜHRUNG DER MEERESVERSENKUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE

R. Christ

Transnuklear GmbH, Hanau

Kurzfassung

Verschiedene europäische Länder führen auf der Basis internationaler Vereinbarungen regelmäßig Meeresversenkungsaktionen im Atlantik durch. Die Abwicklung der Versenkungsoperationen steht unter der Aufsicht der OECD/NEA.

Auf Vorschlag des Bundesministers des Innern (BMI) nahm der Verfasser als Repräsentant der NEA an der britischen Versenkungsaktion im Juli 1978 teil. Die Aufgabe bestand darin, die Einhaltung von Genehmigungsauflagen hinsichtlich Verpackung, Transport und Versenkung zu überwachen. Ferner war der Verfasser Mitglied einer NEA-Expertenkommission zur Überarbeitung der Verpackungsbedingungen.

Auf der Basis dieser Erfahrungen wird berichtet über

- Verpackungsbedingungen für die Meeresversenkung,
- Genehmigungsfragen,
- typische Zusammensetzung der zur Versenkung kommenden Abfälle,
- praktische Abwicklung einer Versenkungsaktion (Beladung des Schiffes, Versenkung der Abfälle, Strahlenschutz).

Abstract

On the basis of international agreements, a number of European countries regularly carry out sea dumping operations in the Atlantic. The performance of these dumping operations takes place under the supervision of OECD/NEA.

On proposal of the Federal Ministry of the Interior, the author took part in the British dumping operation of July 1978 as a representative of the NEA. The duty was to supervise the fulfillment of the instructions given in the license as to packaging, transport and dumping. In addition, the author was a member of a NEA expert commission for revisal of the packaging conditions.

On the basis of these experiences, it is reported on

- packaging conditions for sea dumping,
- licensing problems,
- typical composition of wastes prepared for dumping,
- practical performance of a dumping operation (loading of the ship, dumping of the waste, radiation protection).

1. Einleitung

Bekanntlich beteiligt sich die Bundesrepublik Deutschland zur Zeit nicht an der Meeresversenkung radioaktiver Abfälle. Das schließt jedoch eine Beschäftigung mit dieser Frage nicht aus.

Auf Vorschlag des BMI hat der Verfasser 1978 als Repräsentant der NEA an der britischen Versenkungsaktion teilgenommen, war zuvor 1976 als Beobachter bei der Vorbereitung einer holländischen Versenkung anwesend und schließlich Ende 1978 Mitglied einer Kommission der NEA zur Überarbeitung der Verpackungsbedingungen.

Der Bericht stützt sich auf die hierbei gewonnenen Informationen und Erfahrungen und konzentriert sich auf die technische Abwicklung der Meeresversenkung.

2. Bisherige Versenkungsaktionen

Die Meeresversenkung wurde von den USA bereits ab 1946 bis Mitte der sechziger Jahre praktiziert. Diese US-Operationen umfaßten Aktivitäten von 80 000 Ci im Atlantik und 15 000 Ci im Pazifik. Ferner wurden im Zeitraum 1951 bis 1966 von Großbritannien Abfälle mit ca. 40 000 Ci im Atlantik versenkt.

1965 startete die NEA, eine Unterorganisation der OECD, eine Studie über die Möglichkeiten und Probleme der Versenkung von Abfällen im Atlantik. Diese Arbeiten führten im Sommer 1967 zur ersten internationalen Versenkungsaktion. Seit 1967 werden regelmäßig Versenkungsaktionen durchgeführt, an denen verschiedene europäische Länder teilnehmen. Es sind dies Belgien, Großbritannien, Holland und die Schweiz.

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Abfälle, die seit 1967 im Nordatlantik versenkt worden sind.

3. Randbedingungen für die Meeresversenkung, internationale Organisation

Die Versenkungsaktionen erfolgen im Rahmen der von der sog. Londoner Konvention gezogenen Grenzen. Die Londoner Konvention von 1972 hat den Titel "London Convention on the Prevention of Marine Pollution from Dumping of Wastes and Other Matter" und

Ursprung	Jahr	Menge (t)	Aktivität (Ci)	
			α	β, γ incl. Tritium
Insges.	1967	10 840	250	7 600
"	1969	9 180	500	22 000
"	1971	3 970	630	11 200
"	1972	4 130	680	21 600
"	1973	4 350	740	12 000
"	1974	2 270	420	100 000 (ca.90%T)
"	1975	4 500	810	62 000 (ca.50%T)
"	1976	6 770		
"	1977	6 610		
"	1978	5 970		
NL + CH	1976	2 260	15	1 700 (ca.30%T)
UK	1978	2 100	820	68 000 (ca.50%T)

Tab. 1: Meeresversenkung im Atlantik, Abfallmengen und Aktivität

behandelt alle möglichen Abfallstoffe einschließlich radioaktiver Stoffe. Hochaktive Abfälle sind danach von der Meeresversenkung ausgeschlossen.

1974 hat die IAEA spezielle Empfehlungen zur Anwendung der Londoner Konvention auf radioaktive Abfälle herausgebracht, einschließlich der Definition von Abfallkategorien, die für die Meeresversenkung ungeeignet sind. Diese Empfehlungen wurden 1978 überarbeitet.

1977 wurde die Rolle der NEA bei der Versenkung radioaktiver Abfälle von OECD-Mitgliedstaaten neu definiert. Danach ist die NEA für folgende Aufgaben zuständig:

- Erstellung von Richtlinien für die Auswahl der Versenkungsstellen,

- Erstellung von Richtlinien für die Verpackung der Abfälle,

- Funktion als Meldestelle und Zentralregister für die Operationen,

- Funktion als Überwachungsorganisation. Ein Beispiel aus diesem Aufgabenbereich ist die Entsendung von sog. NEA representatives zu jeder einzelnen Aktion.

Die Organisation der einzelnen Versenkungsaktionen liegt in der Verantwortung der einzelnen Länder. Die NEA übt somit keine gesetzlichen Funktionen aus, sondern wirkt nur beratend und überwachend.

Von den verschiedenen Aspekten der Versenkungstechnik seien die Anforderungen an die Verpackung etwas näher beleuchtet.

4. Verpackungsvorschriften /1/

Die Grundphilosophie der Verpackung ist wie folgt definiert: "Die Verpackungen sollen so ausgelegt sein, daß sie die Umschließung des Abfalls während Handhabung, Transport, Versenkung und Absinken auf den Meeresboden gewährleisten und soweit als vernünftigerweise erreichbar die anschließende Aktivitätsfreisetzung gering halten." Aus diesem Grundsatz leiten sich einige spezielle Anforderungen ab:

- Einhaltung der nationalen und internationalen Transportvorschriften (für Antransport auf dem Landweg und den Schifftransport)

- Der Abfall muß fest oder verfestigt sein, Flüssigkeiten sind nicht zulässig.

- Die Mindestdichte der Verpackung muß 1,2 g/cm^3 betragen, um ein Absinken auf den Meeresboden sicher zu gewährleisten.

- Im Hinblick auf den Außendruck in größeren Meerestiefen muß die Verpackung entsprechend druckfest sein. Kann dies nicht sichergestellt werden, z.B. wenn sich in einer Verpackung ein Luftspalt zwischen Innen- und Außenbehälter befindet, so ist ein Druckausgleichssystem vorzusehen.

- Die Abschirmung muß inhärenter Teil der Verpackung sein. Diese Forderung leitet sich ab aus der Handhabungstechnik auf dem Versenkungsschiff.

- Die Handhabungsorgane müssen von vornherein auf die Handhabungstechnik der geplanten Operation abgestimmt sein.

- Das Maximalgewicht von Verpackungen ist nicht spezifiziert, jedoch ist auch hier der Handhabungstechnik auf dem Schiff Rechnung zu tragen. Bisher lag die Obergrenze des Gewichtes eines einzelnen Behälters bei ca. 3,5 t. Dieses Gewicht ist mit den Standardbordkränen von 5 t Nutzlast noch handhabbar.

- Qualitätssicherung bei der Abfallkonditionierung und Verpackung.

Die Verpackungsbedingungen nach dem Stand von 1979 gehen nicht auf unkonditionierten Abfall ein. In den IAEA-Empfehlungen ist jedoch erwähnt, daß Abfall, in dem die Aktivität inhärent gebunden ist, zum Beispiel aktivierte Metalle, nicht notwendigerweise eine Verpackung benötigt. Dies eröffnet Möglichkeiten für die Versenkung von sperrigen Abfällen aus der Stillegung kerntechnischer Anlagen.

5. Praktische Abwicklung einer Versenkungsaktion

Es folgt eine kurze Darstellung der praktischen Abwicklung einer Meeresversenkung am Beispiel der britischen Aktion im Jahre 1978. Der Verfasser begleitete diese Aktion in der Funktion eines NEA-representative, d.h., er hatte die Aufgabe, im Auftrag der NEA die Einhaltung der Auflagen hinsichtlich der Verpackungen, der Handhabung und der Versenkung zu überwachen und der NEA einen ausführlichen Erfahrungsbericht zu liefern.

Die britische Aktion wurde von der UKAEA organisiert, die die Abfälle aus mehreren kerntechnischen Einrichtungen zentral erfaßte und nach einheitlichen Gesichtspunkten konditionierte.

An Bord des Schiffes wurde die Organisation der Versenkung und der Strahlenschutz von 2 sog. "escorting officers" wahrgenommen. Es handelte sich um erfahrene Mitarbeiter der UKAEA, die über langfristige einschlägige Erfahrungen verfügten.

Bild 1 zeigt das ausgewählte Versenkungsgebiet im Atlantik, die Wassertiefe beträgt dort ca. 4000 m.

Tabelle 2 gibt einen Überblick über die zur Versenkung kommenden Abfälle hinsichtlich Gewicht, Volumen und Dosisleistungsverteilung. Die Abfälle wurden per Bahn am Kai des Hafens Sharpness in der Nähe von Bristol angeliefert.

Dosisleistung Behälteroberfläche (mrem/h)	
1977 Fässer	50 (77 %)
513 Fässer	50 - 200 (20 %)
90 Fässer	200 - 500 (3 %)
3 Fässer	> 500 (0,1 %)
Gewicht der Behälter	
2581 Stück	0,5 - 1,8 t 200 - 700 l
2 Stück	7 t (Deckladung)
Gesamte Ladung	2080 t

Tab. 2: Überblick über die zur Versenkung kommenden Abfälle

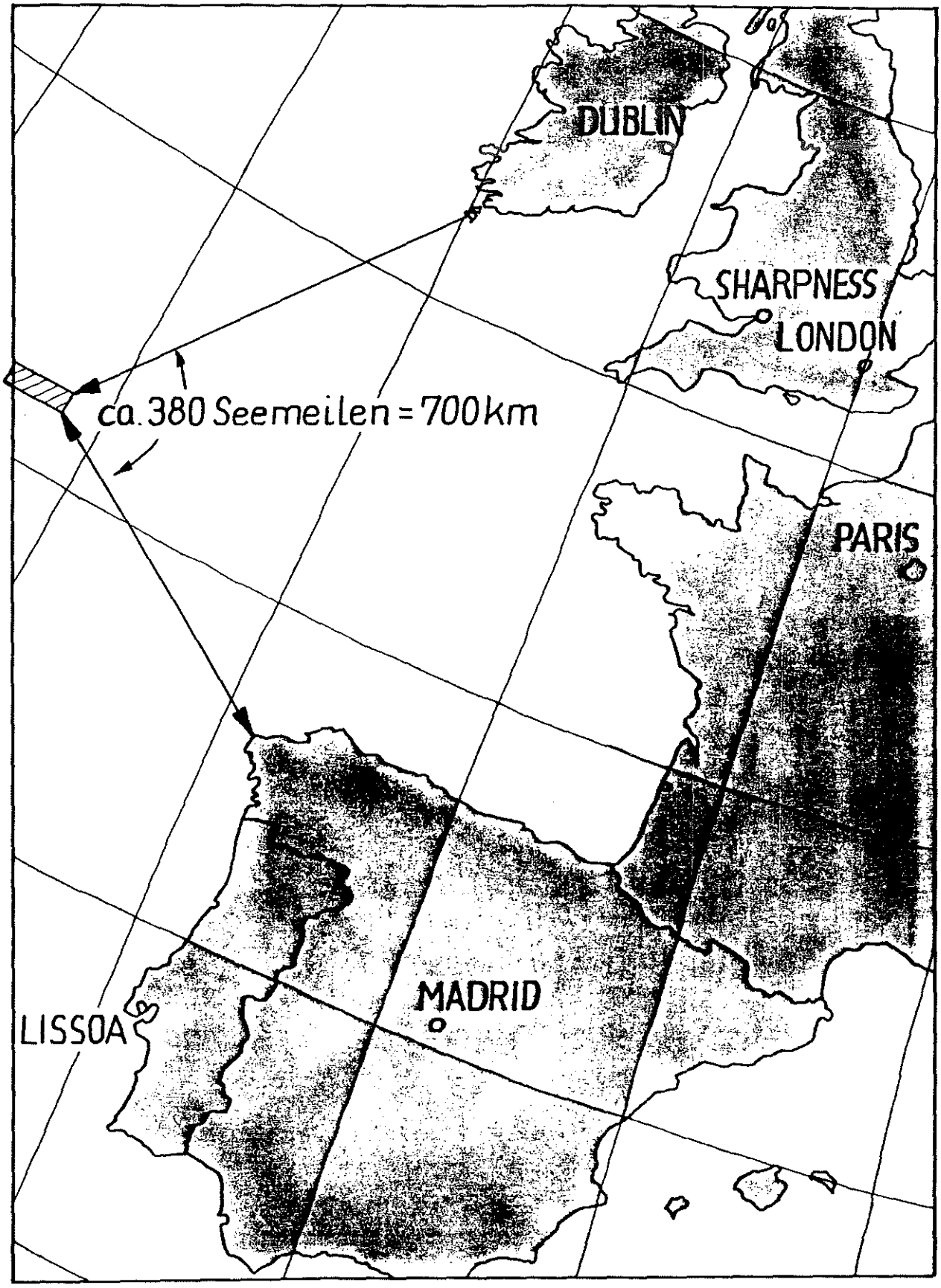
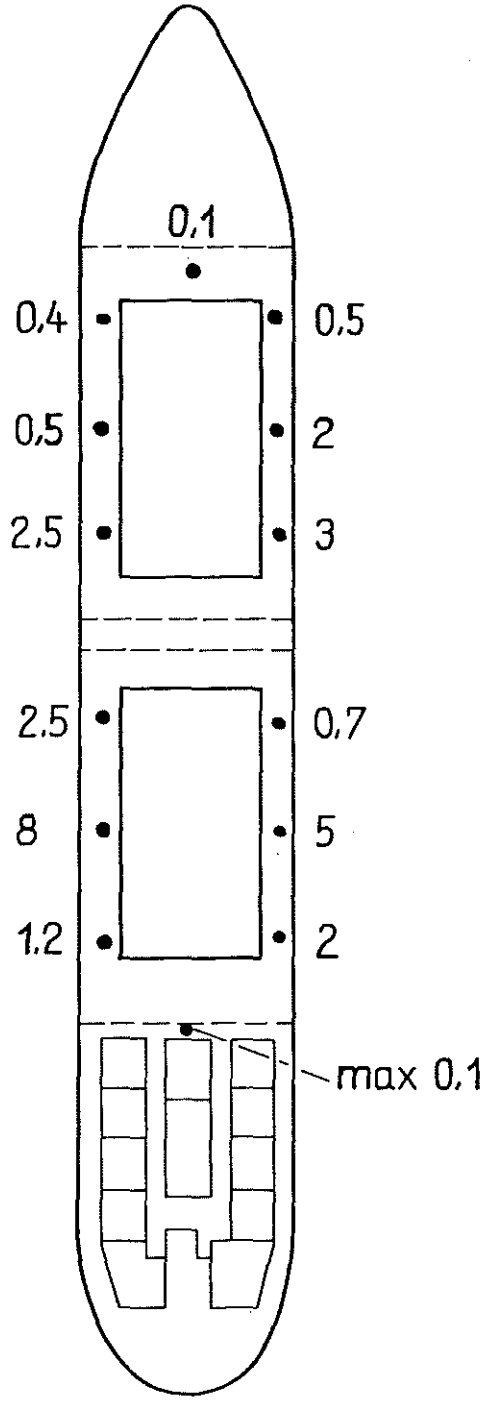


Bild 1: Lage des Versenkungsgebietes

Das für die Versuchsaktion ausgewählte Schiff war die "GEM", ein 1600 BRT großer Massengutfrachter. Bild 2 zeigt einen Grundriß des ca. 90 m langen und 13 m breiten Schiffes sowie Ortsdosisleistungen, gemessen nach Abschluß der Beladung.



Ortsdosisleistung (mr/h) auf der "GEM"

Bild 2: Aufbau des Schiffes, Ortsdosisleistungen nach Beladung

In Tabelle 3 sind die im Zusammenhang mit der Versenkungsaktion erforderlichen Aktionen und Zertifikate aufgeführt.

1)	Notification UK → OECD
2)	Dumping License Landwirtschaftsministerium
3)	Beförderungsgenehmigung (Straße - Schiene - Schiff)
4)	Abnahme Zertifikat für das Schiff (Department of Trade)
5)	Freigabebescheinigung nach Versenkungsaktion

Tab. 3: UK Versenkungsaktion 1978 - Genehmigungen und Zertifikate

Anlieferung der Behälter am Kai, Beladung des Schiffes und Versenkung verliefen ohne Kontaminationszwischenfälle. Unmittelbar nach Abschluß der Versenkung konnte die "GEM" für die konventionelle Weiterverwendung freigegeben werden.

Literatur

/1/ NEA/OECD:
Guidelines for Sea Dumping Packages of Radioactive Waste
Revised version, April 1979

SOME OF THE BASES OF THE IAEA DEFINITION AND RECOMMENDATIONS CONCERNING HIGH-LEVEL RADIOACTIVE WASTE UNSUITABLE FOR DUMPING AT SEA AND SOME OF THE JAPANESE FINDINGS OF DEEP SEA SURVEY IN THE PACIFIC

Y. Nishiwaki [1])

Atomic Energy Research Institute, Osaka (Japan)

At present, participant in the Joint IAEA/IIASA Risk Assessment Project, IAEA, Vienna (Austria)

Kurzfassung

Die Richtlinie "Vorläufige Definition und Empfehlung bezüglich radioaktiver Abfälle und sonstiger radioaktiver Stoffe", auf die in den Anhängen I und II zur Londoner Konvention von 1972 über die Verhinderung von Meeresverschmutzung durch Versenkung von Abfällen und anderen Stoffen hingewiesen wird, wurde in den Jahren 1975 bis 1978 von der IAEO überprüft und überarbeitet. Die im Hinblick auf die Zielsetzung der Konvention überarbeitete Version der Definition und Empfehlungen und des zugehörigen Anhangs betont, daß die von der IAEO herausgegebenen Definitionen und Empfehlungen nicht in der Weise zu interpretieren sind, daß die Aufstellung von restriktiveren Forderungen durch eine die Konvention schließende Partei oder zuständige nationale Behörden ausgeschlossen werden soll und daß nichts in dem Schriftstück als Aufforderung zur Meeresversenkung radioaktiven Abfalls und sonstiger radioaktiver Stoffe zu deuten ist.

Mit diesen Einschränkungen wird die "Definition hochradioaktiver Abfälle oder sonstiger hochradioaktiver Stoffe, die zur Meeresversenkung ungeeignet sind" vorgelegt, die unterscheidet zwischen α-Strahlern, β/γ-Strahlern mit Halbwertszeiten von mindestens 0,5 Jahren sowie unbekannter Halbwertszeit und Tritium sowie β/γ-Strahler mit Halbwertszeiten kleiner als 0,5 Jahren.

Es werden die Grundlagen für die IAEO-Definition und -Empfehlungen bezüglich hochaktiver Abfälle, die für eine Versenkung

---

[1]) *The author used to be the Deputy Director of the Division of Nuclear Safety and Environmental Protection of IAEA from 1968 to 1977, and served as in IAEA responsible officer in charge of Ocean Dumping for several years in the past, but the discussions in this paper are made from the point of view of an expert in his individual capacity. Therefore, views or opinions expressed herein do not necessarily represent those of the IAEA or IIASA or of its National Member Organizations.*

im Meer nicht geeignet sind, sowie die mit den angegebenen Konzentrationsgrenzwerten verbundenen Einschränkungen besprochen.

Abstract

The Provisional Definition and Recommendations Concerning Radioactive Wastes and Other Radioactive Matter referred to in Annexes I and II to the London Convention of 1972 on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter have been reviewed and revised by the IAEA during 1975 - 1978. The Revised Definition and Recommendations and of the Annex thereto for the purposes of the Convention emphasize that the definition and recommendations set forth by the IAEA should not be interpreted as precluding the adoption of more restrictive requirements by any Party to the Convention or appropriate national authorities, and that nothing in the document shall be construed as encouraging the dumping at sea of radioactive waste or other radioactive matter.

With these reservations, the Definition of High-Level Radioactive Wastes or Other High-Level Radioactive Matter Unsuitable for Dumping at Sea is given, distinguishing between α-emitters, β/γ-emitters with half-lives of at least 0.5 years and of unknown half-lives; and tritium and β/γ-emitters with half-lives of less than 0.5 years.

Bases of the IAEA definition and recommendations concerning high level radioactive waste unsuitable for dumping at sea and reservations attached to the given concentration limits are discussed.

1. Introduction /1/

The Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter was adopted by an Intergovernmental Conference which met in London from 30 October to 13 November 1972, at the invitation of the Government of the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. The Convention was opened for signature by any State at London, Mexico City, Moscow and Washington from 29 December 1972 until 31 December 1973 and thereafter for accession by any State. After the entry into force of the Convention on 30 August 1975, a meeting of the Contracting Parties to decide on organizational matters, held in London from 17 to 19 December 1975, designated the Inter-Governmental Maritime Consultative Organization (IMCO) as the Organization responsible for Secretariat duties in relation to the Convention. The Convention provides for control of "any deliberate disposal at sea of wastes or other matter from vessels, aircraft, platforms or other man-made structures at sea" and any deliberate disposal of such vessels, aircraft, etc. themselves. The prevention of marine pollution emanating from the normal operations of vessels, aircraft, etc.

or directly arising from the exploration and exploitation of sea-bed mineral resources is excluded from the scope of the Convention.

With respect to radioactive materials, the Convention entrusts the IAEA with specific responsibilities in the following provisions pursuant to Article IV:

(1) In Annex I on materials prohibited from dumping, item 6 states:

> "High-level radioactive wastes or other high-level radioactive matter, defined on public health, biological or other grounds, by the competent international body in this field, at present the International Atomic Energy Agency, as unsuitable for dumping at sea";

(2) In Annex II on materials requiring special care in dumping procedures, item D states:

> "Radioactive wastes or other radioactive matter not included in Annex I. In the issue of permits for the dumping of this matter, the Contracting Parties should take full account of the recommendations of the competent international body in this field, at present the International Atomic Energy Agency."

Article IV.1 of the Convention makes a distinction between materials that may be dumped after the issue of a general permit and those that may be dumped only after the issue of a special permit. Annex II puts "radioactive wastes or other radioactive matter" into the class requiring special permits without, however, defining such radioactive wastes or matter.

Article IV.3 of the Convention provides that no provision thereof is to be interpreted as preventing a Contracting Party from prohibiting, in so far as that Party is concerned, the dumping of wastes or other matter not listed in Annex I. Further, the content of the Annexes to the Convention will be kept under review by consultative meetings of the Contracting Parties, which will be convened not less frequently than once every two years, or by special meetings which may be convened at any time on the request of two thirds of the Parties, pursuant to Article XIV.3(a), 4(a) and 4(b) of the Convention. Amendments to the Annexes, which will be based on scientific and technical considerations, are subject to a simplified procedure as compared with amendments to the basic provisions of the Convention (Article XV.2).

Further, Article IV.2 of the Convention provides that all the factors specified in Annex III thereto should be given careful consideration prior to the issue of any permit, including prior studies of the characteristics of the dumping sites as set forth in Sections B and C of that Annex.

2. Definition and Recommendations /2,3/

The Provisional Definition and Recommendations Concerning Radioactive Wastes and Other Radioactive Matter referred to in Annexes I and II to the London Convention of 1972 on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter (INFCIRC/205) were prepared in 1974 by the IAEA for the London Convention and published in the document INFCIRC/205/Add. 1 in January 1975. It had been the object of a review and revision process carried out by the IAEA during 1975 - 1978. As a result of this work the Revised Definition and Recommendations were prepared and transmitted to IMCO which performs secretariat duties in relation to the London Convention. The texts of the Revised Definition and Recommendations and of the Annex thereto for the purposes of the Convention were reproduced in the IAEA document INFCIRC/205/Add. 1/Rev. 1 in August 1978. In the document it is emphasized that the definition and recommendations set forth by the IAEA should not be interpreted as precluding the adoption of more restrictive requirements by any Party to the Convention or appropriate national authorities, and that nothing in the document shall be construed as encouraging the dumping at sea of radioactive waste or other radioactive matter.

2.1 Definition /3/

With these reservations, the Definition of High-Level Radioactive Wastes or Other High-Level Radioactive Matter Unsuitable for Dumping at Sea is stated as follows:

- 1 Ci/t for α-emitters but limited to 10^{-1} Ci/t for Ra-226 and supported Po-210;
- 10^{2} Ci/t for β/γ-emitters with half-lives of at least 0.5 years (excluding tritium) and β/γ-emitters of unknown half-lives; and
- 10^{6} Ci/t for tritium and β/γ-emitters with half-lives of less than 0.5 years.

The above activity concentrations shall be averaged over a gross mass not exceeding 1000 tonnes. It is also stated that the Definition must not be taken to imply that material falling outside the Definition is thereby deemed to be suitable for dumping. Materials of activity concentrations less than those in the above Definition shall not be dumped except in accordance with the provisions of the Convention.

The Definition is based on:

- an assumed upper limit to the mass dumping rate of 100.000 t per year at a single dumping site; and

- calculated upper limits to activity release rates from all sources (other than natural sources) of

  - 10^5 Ci/yr for α-emitters (but limited to 10^4 Ci/yr for Ra-226 and supported Po-210);

  - 10^7 Ci/yr for β/γ-emitters with half-lives of at least 0.5 years (excluding tritium) and β/γ-emitters of unknown half-lives; and

  - 10^{11} Ci/yr for tritium and β/γ-emitters with half-lives of less than 0.5 years

  at a single dumping site and also in the case of α-emitters when released to an ocean basin of not less than 10^{17} m^3.

2.2 The Recommended Basis for Issuing Special Permits for Radioactive Materials Listed in Annex II to the Convention

2.2.1 Environmental Evaluation of Specific Dumping Applications /3,10,11/

The appropriate national authorities shall not grant a special permit for dumping of radioactive waste unless a detailed environmental and ecological assessment gives a reasonable assurance that such dumping can be accomplished in accordance with the objectives and provisions of the Convention and the Recommendations set out in the revised document.

When granting a special permit, the appropriate national authorities shall, to the extent practicable, ensure that the proposed dumping operation complies with the radiation protection requirements set forth in the IAEA Basic Safety Standards for Radiation Protection. These requirements are based upon the system of dose limitation of the International Commission on Radiological Protection (ICRP) which requires that:

- the operation should be justified by assessing their net benefits, taking into consideration the radiation consequences and the possibilities of alternative procedures;

- the radiation protection aspects of the operation should be optimized, keeping the resulting collective doses (including their occupational and public components) as low as is reasonably achievable, economic and social factors being taken into account; and

- the doses to individual members of the public should not reach the appropriate dose limits, now or in the future. In estimating the doses, account must be taken of other practices which might expose the same critical population groups.

In particular, the upper limits to activity release rates from all sources (other than natural sources) when released into an ocean basin with a volume of not less than 10^{17} m^3 shall not exceed:

- 10^5 Ci/yr for α-emitters but only 10^4 Ci/yr for Ra-226 and supported Po-210;

- 10^8 Ci/yr for β/γ-emitters with half-lives of at least 0.5 years (excluding tritium) and β/γ-emitters of unknown half-lives;

- 10^{12} Ci/yr for tritium and β/γ-emitters with half-lives of less than 0.5 years.

No special permit should be issued which would cause these limits to be approached.

It is essential that a general policy of continued isolation and containment of radioactive waste after descent to the sea bed should be pursued through the use of suitable packaging to minimize to the extent reasonably achievable the radioactivity which might ultimately be released, thereby preventing unnecessary contamination of the marine environment.

The environmental assessment shall include, in addition to the factors specified in Annex III to the Convention, consideration of:

- the justification for the proposed dumping operation when weighed against land-based alternatives, including the respective population dose commitments;

- the total alpha, beta and gamma activities and the activity of any individual nuclide of special significance for the assessment;

- those factors likely to affect significantly the movement of radioactive materials from the dumping site to the human environment, including the nature of the sea bed and the physical processes of mixing and transport in the sea at the dumping site;

- dose commitments to individual members of the public and to the population via critical and other appropriate pathways;

- the risk to marine ecosystems resulting from the release of radioactivity from dumped packages;

- the degree to which it is practical to attempt to reduce dose commitments, either for normal dumping or in case of accidents, by techniques such as having the radioactive material in a relatively insoluble form or within a relatively insoluble matrix, by designing the containment to retain for a period of time radioactive material when it

is on the sea bed, or by selecting an area with characteristics that will facilitate the retention of the radioactive material in the vicinity of the dumping site;

- operational methods to be used, including arrangements for dealing with accidents and emergencies and methods of verifying their correct execution.

The IAEA is of the opinion that it is necessary that the reports to be submitted, pursuant to Article VI.4 of the Convention, to the Inter-Governmental Maritime Consultative Organization (IMCO) include this environmental assessment in relation to an individual application for a special permit for dumping.

2.2.2 Monitoring and Assessment /3,9,11,12/

In the context of dumping carried out in accordance with the Convention, the following requirements shall be met:

- determination by measurement or estimation of the nature and quantities of radioactive waste or other radioactive material to be dumped; and

- monitoring, to the extent feasible and meaningful, of the condition of the seas with respect to dumped radioactive wastes in the vicinity of the dumping site, taking into full account the relevant guidance as provided for in the IAEA Safety Series No. 5 and the ICRP Publication 7.

2.2.3 Environmental Evaluation of Total Dumping

In addition to the environmental assessment in relation to an individual application for a special permit for dumping, the appropriate national authorities shall take the following factors into account in determining whether each proposed dumping operation is acceptable:

- periodic reviews of the total dumping which has been carried out under permits issued by them;

- dumping which has been reported pursuant to the Convention as having been carried out by other States; and

- prospective dumping which may reasonably be expected.

This evaluation will be facilitated through the establishment of regional agreements and other appropriate forms of international co-operation.

3. Some Oceanographic and Radiological Aspects of the Basis

3.1 Oceanographic Aspects /4,6,7,8/

The provisional definition and recommendations were intended only to provide the basis for satisfactory interim control of the disposal of radioactive waste at sea, until such time as the results of further investigations became available, permitting revised and more permanent recommendations to be made. The OECD/NEA Hazard Assessment of Ocean Dumping, which is based largely on the work of Webb & Morley (1973), was used as one of the major bases of the IAEA's provisional document.

The model used by Webb & Morley was constructed to assess the possible radiological hazards from the dumping of low-level radioactive wastes in the Eastern North Atlantic for a limited period of time. It was not originally intended for the definition of high-level wastes, nor for the assessment of releases which continue for very long times.

Later a simple model was developed by Shepherd in 1976 for the dispersion of radioactive materials in a closed and finite ocean. It allows for the simultaneous action of both diffusion and horizontal (but not vertical) advection, and thus avoids the major limitations of previous models such as that of Webb & Morley (1973). It is sufficiently versatile to handle non-Fickian diffusion and radioactive decay, but requires numerical integration using some semi-empirical form for the Green's function of diffusion from a point source.

The model has been used to estimate equilibrium concentrations of radioactive materials in sea water arising from the continuous release of material from a dump on the bottom of the deep ocean, using parameters appropriate for the North Atlantic. It is found that except under rather extreme conditions the surface concentrations do not exceed the long-term average value which would be established in a perfectly mixed ocean. The concentrations are also rather insensitive to the values of the diffusion and advection parameters used, except for that for vertical diffusion, but depend strongly on the overall removal rate of material from the ocean, including processes other than radioactive decay.

It is suggested that safety assessments of deep-sea dumping should utilize estimates of the environmental capacities of the oceans based on the long-term 'well-mixed' average concentrations (which are very easily calculated) using a safety factor of no more than ten to allow for the possible effects of pluming and upwelling.

In so far as their results are comparable, the Shepherd Model yields estimates which are close to those of the Webb-Morley model for overall half-lives between 30 and 3.000 years, but which become increasingly more restrictive for longer-lived materials.

Therefore, as a basis of the Revised Definition and Recommendations the Shepherd Model was adopted.

The simplest possible dispersion model is perhaps that of a well-mixed, finite ocean, of volume V. For a fractional removal or decay rate λ (which includes the effects of other removal processes as well as radioactive decay) we have immediately the very simple result:

$$S_o = 1/V\lambda \qquad (1)$$

for a release which is maintained indefinitely. We shall find it useful to relate subsequent estimates to this quantity, S_o, which we shall normally refer to as the well-mixed average concentration.

Such a very simple model is of course very far from a realistic description of the dispersion process. Mixing of waste throughout the water body by advection and turbulent diffusion proceeds only gradually, so that there must be a plume of relatively high concentration downstream of a dump. The mathematics for dispersion in such a situation are however extremely difficult, even for highly idealized models of the ocean circulation. Nevertheless, it must be remembered that the result (1) for S_o in a well-mixed ocean provides a first-order solution to the problem, and that the interaction between diffusion and advection can only produce modifications of a secondary nature to this result, if the mixing is appreciable on the time scales of interest. Any model must yield the result (1) at equilibrium and in the limit of thorough mixing.

This strongly suggests that a rather crude representation of diffusion and advection may be adequate to indicate the magnitude of the effects they produce. Bearing in mind also that an accuracy much better than an order of magnitude estimate is not required for the present purpose, we may perhaps permit ourselves some fairly sweeping idealization of the real situation. We shall in fact construct a simple model for dispersion by diffusion and advection throughout a finite ocean, which remains valid for long-lived contaminants and long-continued disposal. The model is thus far different from that of Webb & Morley (1973), which was intended only for the calculation of concentrations in the vicinity of a dump in the short term, and which considered only diffusion in an essentially infinite and static ocean.

An essential part of any assessment of the capacities of the oceans to accept wastes dumped or emplaced on the ocean floor is the estimation of the resulting concentrations in sea water: such estimates must be made using some sort of model for dispersion throughout the ocean. The most useful quantity to calculate is usually the specific concentration, S, which is the concentration produced by a unit release rate of waste material. We are concerned here mainly with radioactive materials, so that suitable units for S are Ci/unit volume per Ci/unit time. The reciprocal of S is in fact an effective

flow-rate F_E for the dispersion process (since the units for quantity of material cancel out).

The values for surface water concentration obtained from the very simple and conservative approximation of equation (1) are plotted in Fig. 1, together with Shepherd's 'best' estimate of what the actual concentration is likely to be, and the estimates of Webb and Morley (1973). The latter estimates are not directly comparable with Shepherd's, since they relate to the surface concentration directly over an isolated dumping site, and are only valid for disposal times up to a few thousand years. Nevertheless, the numerical estimates obtained in all three cases cover a range of little more than one decade for half-lives between 30 and 3000 years. This means that the radiological safety assessment carried out by Webb and Morley should not require major revision on oceanographic grounds, except for half-lives greater that 3000 years, provided that the results are taken to apply to the whole North Atlantic.

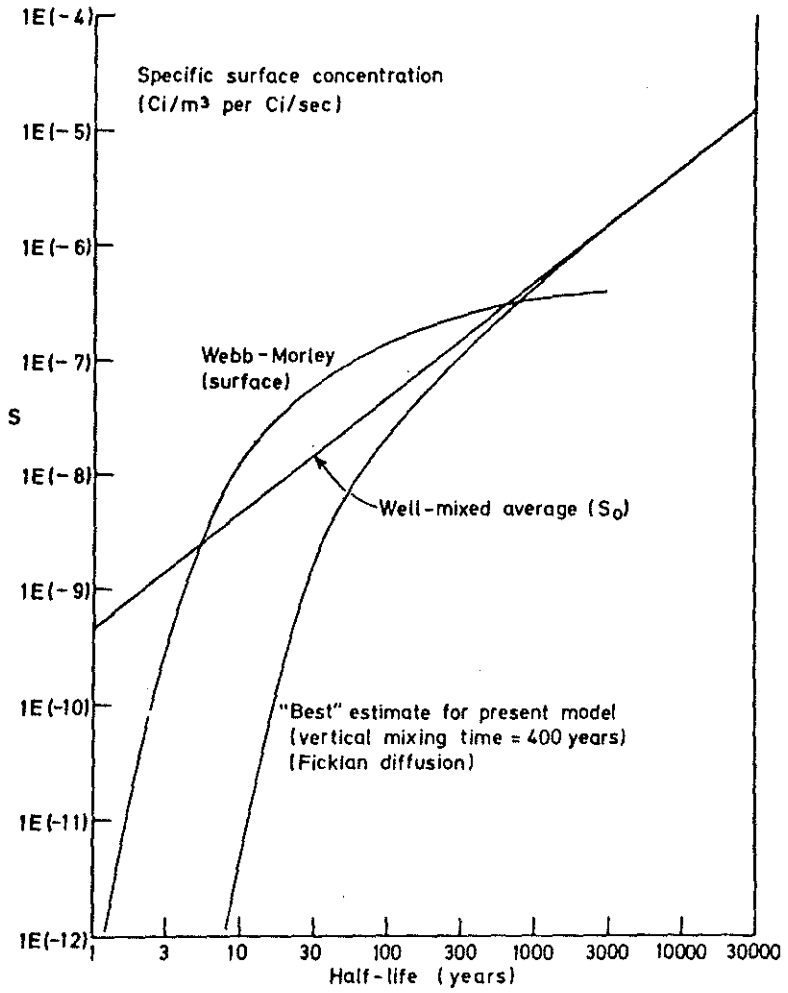


Fig. 1: Deep-sea dispersion estimates

Shepherd proposed not only three dimensional model but also one dimensional model for dispersion in the deep ocean.

In the Oceanographic Basis of the Revised Definition and Recommendations the plume calculation is made as follows:

"To show how this might lead to a more restrictive conclusion than the large scale diffusive model does, a fairly extreme example will be outlined. Long-time fisheries exist to depths well below the main pyonocline (e.g. that for black scabbard fish (Aphanopus carbo) described by Harrisson 1967. Conceivably, the mean circulation and the mesoscale eddy field might persistently advect water from a dumping site to such a fishing ground for a period as long as one year. We may assume as a rough guess that the width of the plume is about one tenth of its length L. Its vertical spread might be quite small, but the depth at which it occurs may fluctuate considerably and fish will in any case migrate through it. We may therefore take the vertical migration distance H as a lower limit for the effective vertical extent of the plume. If the mean horizontal velocity along the plume is u, the effective flow-rate through the cross-section of the plume near the fishing ground is 0.1 LHu. The specific concentration, S, is just the reciprocal of this flow-rate, so that

$$S = 10/LHu \qquad (2)$$

Taking L as 1500 km, H as 600 m and u as 1 cm/sec (which might be suitable values for the eastern North Atlantic), we find $S = 10^{-6}$ Ci/m^3 per Ci/sec. This volume is of course independent of half-life, since we have ignored radioactive decay, as the transit time involved is only a few years. It may be substantially more restrictive than the long-term bottom concentration for short half-lives and appropriate estimates should be made to suit the actual situation being assessed. The long-term calculation will always give more restrictive results for sufficiently long half-lives."

"Could the plume effect be more extreme? If the plume is assumed to be narrower, the likelihood of its passing close enough to the fishing ground becomes less. If the advection were slower the concentration would be greater, but slow advection along the intervening path would begin to allow significant decay of the shorter-lived, more critical, isotopes. Higher concentrations would however result if a fishing ground were substantially closer to a dump than the 1500 km assumed above."

The assumption of a poorly ventilated basin is also made:

"Assume that the dumping site is in a poorly ventilated, closed deep basin of area A, and that the bottom water in the basin has a residence time T. With the basin area A appreciably larger than the area B of a deep mixing episode, the seemingly unlikely possibility of making them coincide is increased. With a release rate Q and mean depth below the sill in the deep

basin of H_1, the mean concentration in that isolated pool of bottom water will be $\frac{QT}{AH_1}$. Assume that the mixing goes to the bottom, in a total water depth H. When a mixing event occurs over an area B, the concentration with the mixed water will be:

$$C = \frac{QT}{AH_1} \cdot BH_1 \cdot \frac{1}{BH} \qquad (3)$$

and the specific concentration is

$$S = C/Q = T/AH. \qquad (4)$$

However, this is transient; the deep mixing events happen in extreme weather conditions. For the annual average, S must be multiplied by a factor (f), the fraction of a year that the event lasts. The average specific concentration is S = Tf/AH.

Assuming T = 10 years (deep basins are usually well ventilated by deep water) with a few years residence time (W. Broecker, personal communication), f = 1/6 (2 months duration for the well mixed patch), A = 10^4 km^2 and H = 5 km, we have S = 10^{-6} Ci/m^3 per Ci/sec, irrespective of the half-life, the area of the mixing event, or the sill depth of the basin. This result is, by coincidence, identical with that obtained from the plume calculation in the previous section, but this will not always be so. Once again it is unlikely that conditions could be much worse than those assumed here: the basin size could hardly be much smaller without the size of the mixing event or the dump site itself becoming limiting, and what evidence there is (e.g. from radiocarbon and oxygen concentrations) suggests that even the deep trenches are fairly well ventilated."

3.2 Radiological Aspects /3,4,5/

For a dose assessment it is necessary to use a reasonably pessimistic estimate of the concentration of radioactivity in water arising from releases at a dump site. We have seen that we know insufficient about the circulation of the deep oceans to rely on poor vertical circulation isolating wastes in deep water for significant times - and even if this isolation were guaranteed, the slow physical transport might easily be short-circuited by direct biological transport. The disposal of wastes in deep water should not therefore be assumed to provide any isolation from surface waters when an assessment of the dose to the critical group is made.

Thus both

- the long-term average concentration in the bottom water for the appropriate part of the ocean basin

  and

- the appropriate maximum concentrations arising from short-term events

should be used in calculating release rate limits for all exposure pathways regardless of the depth at which they actually originate.

Fig. 2 shows various pathways by which waste dumped in the deep ocean might be transferred to man.

Since it is difficult to foresee the time scale over which releases of radioactive waste may continue, the calculations have assumed that releases continue for 40.000 years which is approximately the mean lifetime of Pu-239. The release rates limits derived are therefore such that concentrations in the marine environment of long-lived radionuclides will increase very slowly over several thousand years towards their limiting values. This is clearly very conservative, however, it does allow waste dumping operations to be reduced or stopped at any time without exceeding the limiting values. For example, if the dumping of Pu-239 is continued at the calculated release rate limit, the concentrations of Pu-239 in the ocean will slowly build up approaching the ICRP derived concentration after 40.000 years. If the practice ceases after 4.000 years then only 10 % of the derived limit will have been reached. For shorter periods of time the oceanographic model suggests the release rate limits might be controlled by short-term processes of advection and upwelling. In order that unrealistic release limits for very short-lived radionuclides are not estimated it was assumed that the containment time on the sea-bed was ten years and that three years decay occurred between the release point and consumption exposure.

Because of a lack of information on the role of sediments in reducing water concentrations, the calculations ignored sorption on sediments. This obviously over-estimates water concentrations, and means that release rate limits for pathways that do not involve sediments should be conservative. However, for the radiological assessments of the dose to man or organisms the concentration on the sediment was calculated assuming it is in equilibrium with the bottom water already calculated. This clearly over-estimates the concentration on sediments if there is significant partitioning between water and sediment, since it ignores the reduction in overall concentration arising from the sorptive capacity of the sediments themselves.

The assessment quantified the parameters involved in a number of representative pathways by which man might become exposed to radioactivity after its release on the ocean bottom. The pathways chosen include some which are known to exist and some which may be important in the future. Table 1 shows important pathways, modes of exposures, intake or occupancy rates considered for the Revised Definition and Recommendations.

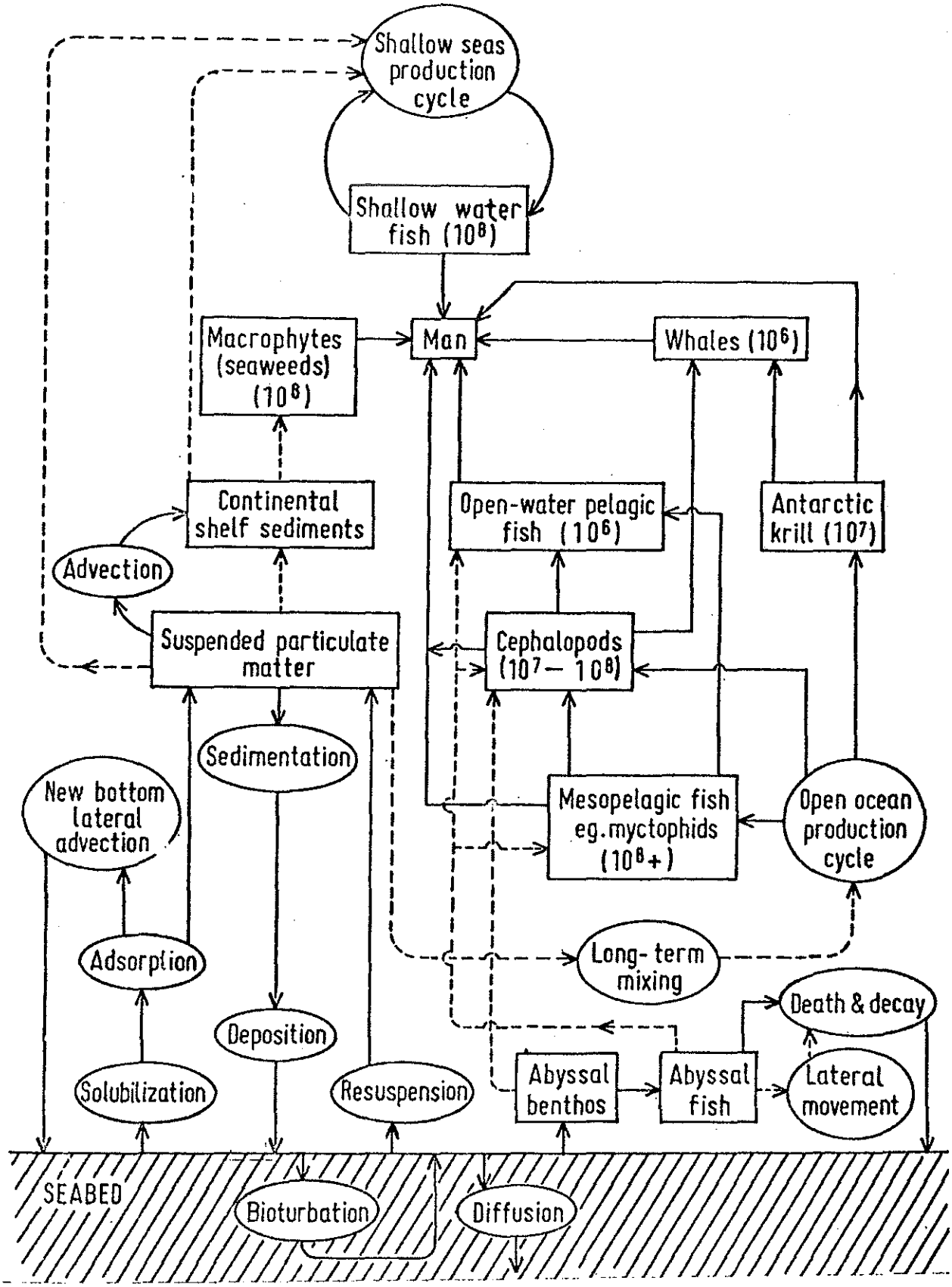


Fig. 2: Pathways by which waste dumped in the deep ocean might be transferred to man. Unbroken arrows show known pathways and broken arrows pathways that possibly exist. Figures in parentheses are annual, global, order of magnitude estimates, in tonnes, of the potential harvest if taken DIRECTLY by man.

Pathway	Mode of Exposure	Intake/Occupancy Rate
Fish consumption	Ingestion	600 g/day
Crustacea consumption	Ingestion	100 g/day
Mollusc consumption	Ingestion	100 g/day
Seaweed consumption	Ingestion	300 g/day
Plankton consumption	Ingestion	30 g/day
Desalinated water consumption	Ingestion	2000 g/day
Sea salt consumption	Ingestion	3 g/day
Suspension of sediments	Inhalation	Continuous
Evaporation from seawater	Inhalation	Continuous
Swimming	External irradiation	300 hr/yr
Exposure from shore sediments	External irradiation	1000 hr/yr
Exposure from fishermen's gear	External irradiation	300 hr/yr

Table 1: Pathways, Modes of Exposure, Intake/Occupancy rates

For all the possible pathways which were identified the conservative approach was taken. For example, a pathway in the future may include systematic fishing at a depth of 4.000 m, while the deepest presently known is 2.000 m. We have no information on the concentration factors for cephalopods or deep-living fish, and for the present calculation it was assumed that these would be sufficiently similar to those for surface organisms.

The pathways selected are generalized representatives and the consumption parameters selected are sufficiently general to include critical groups in all areas of the world. Where individuals are likely to be members of only a single critical group, the pathways were evaluated independently. Where they might be members of more than one critical group; e.g., shore fishermen and beach dwellers, the limits have been reduced accordingly.

Five individual pathways involving consumption of sea food were considered. These are not intended to represent any particular species but are examples of general pathways. Consumption rates were assumed to be sufficiently large, in a global context, that for each pathway it would be unlikely that members of one critical consumption group would also be members of another critical consumption group.

Four pathways leading to exposure of beach dwellers were considered. Since some individuals would be likely to be exposed

to all pathways the derived limits were reduced accordingly. Three miscellaneous pathways were also considered and were combined for convenience.

The IAEA Radiological Assessment conducted the calculations for the pathways for radionuclides which were felt likely to occur in wastes liable to be dumped into the ocean. The list included fission products, actinides, activation products and natural radionuclides.

In an equilibrium situation or in a situation where the concentrations in the water change slowly compared with the biological turnover rates of the radionuclides in the biota the empirical relationship between organism and water or the concentration ratio was used. For the purposes of calculation a similar parameter was introduced in the non-ingestion pathways.

The output from these calculations for both single site and a finite ocean volume provides the critical pathway for each radionuclide and is that giving rise to the lowest release rate limit. When pathways have been combined under one critical group; i.e., beach dwellers, the critical pathway is that which individually would have the lowest limit.

The permissible damage to the marine ecosystems due to dumping operations was considered and it was concluded that the radiation doses arising as a result of releases within the limits of the Definition are not expected to lead to significant adverse effects to populations as a whole.

Release rate limits were derived for individual radionuclides. For the sake of administrative convenience and analytical simplicity the radionuclides were grouped into three categories according to the basic properties of decay type and half-life. The groupings and the appropriate release rate limits are compared for Single-site and Finite Ocean Volume as follows:

Group	Release Rate Limits (Ci/year)	
	Single-site	Finite Ocean Volume (10^{17} m^3)
α-emitters, but limited to 10^4 Ci/yr for Ra-226 and supported Po-210	10^5	10^5
β/γ-emitters with half-lives of at least 0.5 years (excluding tritium) and β/γ-emitters of unknown half-lives	10^7	10^8
Tritium, and β/γ-emitters with half-lives less than 0.5 years	10^{11}	10^{12}

The Single-site release rate is more restrictive for short-lived radionuclides, and partitioning of wastes between sites can increase the overall limit for the basin as a whole. For long-lived radionuclides, the long term finite ocean basin release rate is more restrictive and partitioning of wastes between sites does not affect the limit for the basin as a whole. However, the input of all radionuclides into the basin from all sources, including those from other than dumping of radioactive wastes, must be included in any definitive assessment of a release rate limit.

In all cases the release rate limits derived correspond directly, given the pathways and parameters used, to the ICRP dose limits for individual members of the public. The philosophy underlying this procedure and the use of critical groups is described in publications of ICRP.

The annual limit for the effective dose equivalent in individual members of the public, recommended by the ICRP, applies to the average of this quantity in the "critical group", namely the group representing the most exposed individuals. If the critical groups are hypothetical and maximising assumptions are made in their selection, the ICRP maintains the value of 500 mrem for the annual limit. On the other hand, if real critical groups are identified and realistic models are used to assess the annual effective dose equivalent, the ICRP recommends a limit of 100 mrem in a year for exposures of continuous nature repeated year after year.

The models used to establish derived limits for release by dumping are clearly of the hypothetical maximising type and, therefore, the limit of 500 mrem in a year is applicable.

Some solid wastes have been dumped in packaged form in the depths of the sea. This form of disposal has been limited to materials with low radioactivity content. For example, during the 1967 - 1977 period a total of about 51.600 t of packaged solid radioactive waste, containing about 5.900 curies of α-emitters, about 190.000 curies of β/γ-emitters and, additonally, about 183.000 curies of tritium has been dumped in the northeast Atlantic Ocean. The annual amounts dumped during that period, expressed as fractions of the limiting release rates implied in the Definition, never exceeded

1 % for α-emitters

1 % for β/γ-emitters with half-lives of at least 0.5 years (excluding tritium)

10^{-4} % for tritium

and only twice approached 10 % of the assumed upper limit to the mass dumping rate.

For reference, some of the basic data used for radiological assessment in deriving the Revised Definition and Recommendations are given in Tables 2 - 5.

1. Definitions of Groups

Group A: Ra-226 and certain very long-lived β/γ-emitters.
Group B: Most α-emitters and transuranics, plus C-14 and Pb-210.
Group C: Most β/γ-emitters.
Group D: Tritium and certain very short-lived radionuclides.

For administrative convenience and analytical simplicity, Groups A and B were combined to give three groupings according to the basic properties of decay type and half-life, as indicated in the Revised Definition.

2. Composition of Groups

Group A	Group B	Group C	Group D
To-99	C-14	Na-22	H-3
Sn-126	Pb-210	Cl-36	P-32
I-129	Po-210	Mn-54	S-35
Ra-226	Th-229	Fe-55	Ca-45
	Th-230	Co-60	Cr-51
	Th-232	Ni-59	Fe-59
	U-233	Ni-63	Co-58
	U-234	Zn-65	Br-82
	U-235	Se-79	Sr-89
	U-238	Sr-90	Y-90
	Np-237	Zr-93	Y-91
	Pu-238	Nb-93m	Zr-95
	Pu-239	Ru-106	Nb-95
	Pu-240	Pd-107	Ru-103
	Pu-241	Ag-110m	Sb-124
	Pu-242	Sb-125	Te-125m
	Am-241	Cs-134	I-131
	Am-242	Cs-135	Ba-140
	Am-243	Cs-137	Ce-141
	Cm-242	Cs-144	Au-198
	Cm-243	Pm-147	Ra-225
	Cm-244	Sm-151	Ao-225
	Cm-245	Eu-152	Th-234
	Cm-246	Eu-154	Pa-233
	Cf-251	Eu-155	Np-239
	Cf-252		

Table 2: Grouping of Radionuclides

ELEMENT	FISH	CRUSTACEA	MOLLUSCS	SEAWEED	PLANKTON	DESAL'N	SEASALT	SEDIMENT	EVAPORATION
H	1.0E 00	1.0E 00	1.0E 00	1.0E 00	1.0E 00	1.0E 00	1.0E 00	1.0E 00	1.0E 00
C	5.0E 04	4.0E 04	5.0E 04	4.0E 03	3.0E 03	(1.0E-04)	3.0E 01	(1.0E 02)	(1.0E-05)
NA	1.0E-01	3.0E-01	2.0E-01	1.0E 00	1.0E 00	(1.0E-04)	3.0E 01	(1.0E 02)	(1.0E-05)
P	2.0E 04	1.0E 04	1.0E 04	1.0E 04	1.0E 04	(1.0E-04)	3.0E 01	(1.0E 02)	(1.0E-05)
S	1.0E 00	1.0E 00	1.0E 00	1.0E 00	1.0E 00	(1.0E-04)	3.0E 01	(1.0E 02)	(1.0E-05)
CL	1.0E 00	1.0E 00	1.0E 00	1.0E 00	1.0E 00	(1.0E-04)	3.0E 01	(1.0E 02)	(1.0E-05)
CA	1.0E 00	1.0E 01	1.0E 00	1.0E 00	1.0E 01	(1.0E-04)	3.0E 01	(5.0E 02)	(1.0E-02)
CR	1.0E 02	5.0E 02	5.0E 02	(3.0E 04)	(3.0E 03)	(1.0E-04)	3.0E 01	(1.0E 04)	(1.0E-02)
MN	5.0E 02	1.0E 04	1.0E 04	1.0E 04	1.0E 03	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
FE	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 04	1.0E 04	(1.0E 04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
CO	1.0E 02	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 03	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
NI	5.0E 02	1.0E 02	1.0E 02	5.0E 02	1.0E 03	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
ZN	2.0E 03	4.0E 03	1.0E 05	1.0E 03	1.0E 04	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
SE	1.0E 02	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 04	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-05)
BR	(3.0E 00)	(1.0E 01)	(1.0E 01)	(3.0E 01)	(3.0E 01)	(1.0E-04)	3.0E 01	(1.0E 02)	(1.0E-05)
SR	1.0E 00	1.0E 01	1.0E 01	1.0E 01	(1.0E 01)	(1.0E-04)	3.0E 01	5.0E 02	(1.0E-05)
Y	1.0E 00	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 02	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
ZR	1.0E 00	1.0E 02	1.0E 03	5.0E 02	(1.0E 04)	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
NB	1.0E 00	1.0E 02	1.0E 03	5.0E 02	(1.0E 05)	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
TC	1.0E 01	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 05	1.0F 03	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
RU	1.0E 00	6.0E 02	2.0E 03	2.0E 03	(1.0E 03)	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
PD	(3.0E 02)	(3.0E 02)	(3.0E 02)	(1.0E 03)	(1.0E 03)	(1.0E-04)	3.0E 01	(1.0E 04)	(1.0E-02)
AG	1.0E 03	5.0E 03	1.0E 05	1.0E 03	1.0E 03	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
SN	1.0E 03	3.0E 02	1.0E 02	1.0E 02	1.0E 03	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
SB	1.0E 03	3.0E 02	1.0E 02	1.0E 02	1.0E 03	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)

Table 3: Concentration Factors Used for Radiological Assessment

ELEMENT	FISH	CRUSTACEA	MOLLUSCS	SEAWEED	PLANKTON	DESAL'N	SEASALT	SEDIMENT	EVAPORATION
TE	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 04	1.0E 03	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-05)
I	1.0E 01	1.0E 02	1.0E 02	1.0E 03	1.0E 03	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 02	(1.0E-05)
CS	5.0E 01	3.0E 01	1.0E 01	1.0E 01	1.0E 02	(1.0E-04)	3.0E 01	5.0E 02	(1.0E-05)
CE	(1.0E 01)	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 03	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
PM	1.0E 02	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 03	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
SM	(1.0E 02)	(1.0E 03)	(1.0E 03)	(1.0E 03)	(3.0E 03)	(1.0E-04)	3.0E 01	(1.0E 04)	(1.0E-02)
EU	1.0E 02	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 04	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
AU	1.0E 02	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 04	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
PB	3.0E 02	1.0E 02	1.0E 02	1.0E 03	1.0E 04	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
PO	2.0E 03	2.0E 04	2.0E 04	1.0E 03	1.0E 04	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
RA	1.0E 02	1.0E 02	1.0E 02	1.0E 02	1.0E 02	(1.0E-04)	3.0E 01	5.0E 02	(1.0E-05)
AC	3.0E 01	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 04	(1.0E-04)	3.0E 01	1.0E 04	(1.0E-02)
TH	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 03	1.0E 04	(1.0E-04)	3.0E 01	5.0E 06	(1.0E-02)
PA	1.0E 01	1.0E 01	1.0E 01	1.0E 02	1.0E 03	(1.0E-04)	3.0E 01	5.0E 03	(1.0E-02)
U	1.0E-01	1.0E 01	1.0E 01	1.0E 01	5.0E 00	(1.0E-04)	3.0E 01	5.0E 02	(1.0E-02)
NP	(1.0E 01)	(1.0E 02)	(1.0E 03)	(1.0E 03)	(2.0E 03)	(1.0E-04)	3.0E 01	(5.0E 04)	(1.0E-02)
PU	1.0E 01	1.0E 02	1.0E 03	1.0E 03	(2.0E 03)	(1.0E-04)	3.0E 01	5.0E 04	(1.0E-02)
AM	1.0E 01	2.0E 02	2.0E 03	2.0E 03	(2.0E 03)	(1.0E-04)	3.0E 01	5.0E 04	(1.0E-02)
CM	(1.0E 01)	(2.0E 02)	(2.0E 03)	(2.0E 03)	(2.0E 03)	1.0E-04)	3.0E 01	(5.0E 04)	(1.0E-02)
CF	(1.0E 01)	(2.0E 02)	(2.0E 03)	(2.0E 03)	(2.0E 03)	(1.0E-04)	3.0E 01	(5.0E 04)	(1.0E-02)

Concentration Factors in parentheses are based on educated guesswork only.
Limits depending on such values are flagged with an asterisk on output.

Table 3: Concentration Factors Used for Radiological Assessment (Cont.)

NUCLIDE		GROUP	CRITICAL GROUP		SINGLE SITE LIMIT (CI/YEAR)		FINITE OCEAN VOLUME LIMIT (CI/YEAR)
H - 3		A	MISCELLANEOUS		1.0E 11		1.1E 12
C - 14		B	FISH EATERS		6.1E 05		6.1E 05
NA- 22		C	BEACH DWELLERS	*	1.4E 08	*	3.2E 09
P - 32		D	FISH EATERS		1.5E 28		2.7E 30
S - 35		D	FISH EATERS		4.0E 13		3.0E 15
CL- 36		C	FISH EATERS		3.7E 09		3.7E 09
CA- 45		D	CRUST EATERS		3.4E 11		1.8E 13
CR- 51		D	SEAWEED EATERS	*	9.1E 18	*	1.2E 21
MN- 54		C	BEACH DWELLERS		1.9E 07		7.5E 08
FE- 55		C	SEAWEED EATERS		3.8E 07		8.3E 08
FE- 59		D	BEACH DWELLERS		3.9E 13		4.1E 15
CO- 58		D	BEACH DWELLERS		8.2E 10		6.8E 12
CO- 60		C	BEACH DWELLERS		8.4E 05		1.3E 07
NI- 59		C	FISH EATERS		3.7E 06		3.7E 06
NI- 63		C	FISH EATERS		6.2E 06		2.3E 07
ZN- 65		C	MOLLUSC EATERS		1.5E 07		6.5E 08
SE- 79		C	SEAWEED EATERS		9.1E 06		9.1E 06
BR- 82		D	FISH EATERS		6.6E 70		6.6E 70
SR- 89		D	SEAWEED EATERS		7.5E 14		7.3E 16
SR- 90		C	SEAWEED EATERS		9.6E 06		6.6E 07
Y - 90		D	FISH EATERS		6.6E 70		6.6E 70
Y - 91		D	SEAWEED EATERS		2.6E 12		2.3E 14
ZR- 93		C	BEACH DWELLERS		3.9E 06		3.9E 06
ZR- 95		D	BEACH DWELLERS		3.9E 11		3.4E 13
NB- 93	m	C	BEACH DWELLERS		5.5E 07		5.3E 08
NB- 95		D	BEACH DWELLERS		4.7E 15		5.5E 17
TC- 99		A	SEAWEED EATERS		5.9E 04		5.9E 04
RU-103		D	BEACH DWELLERS		4.8E 14		5.2E 16
RU-106		C	SEAWEED EATERS		1.1E 07		3.9E 08
PD-107		C	SEAWEED EATERS	*	2.3E 07	*	2.3E 07
AG-110	m	C	MOLLUSC EATERS		4.1E 06		1.8E 08
SN-126		A	BEACH DWELLERS		5.8E 04		5.8E 04
SB-124		D	BEACH DWELLERS		1.5E 11		1.3E 13
SB-125		C	BEACH DWELLERS		6.3E 06		1.4E 08
TE-125	m	D	SEAWEED EATERS		1.6E 12		1.4E 14
I -129		A	SEAWEED EATERS		6.8E 03		6.8E 03
I -131		D	SEAWEED EATERS		4.9E 46		1.2E 49
CS-134		C	BEACH DWELLERS		4.8E 07		1.2E 09
CS-135		C	FISH EATERS		2.0E 07		2.0E 07
CS-137		C	FISH EATERS		3.3E 07		2.2E 08

Footnote: * indicates that a guessed concentration factor was used in the most significant pathway.

Table 4: List of Radionuclides and their Release Rate Limits

NUCLIDE	GROUP	CRITICAL GROUP		SINGLE SITE LIMIT (CI/YEAR)		FINITE OCEAN VOLUME LIMIT (CI/YEAR)
BA-140	D	BEACH DWELLERS		3.5E 31		6.9E 33
CE-141	D	BEACH DWELLERS		2.5E 17		3.0E 19
CE-144	C	SEAWEED EATERS		3.8E 07		1.6E 09
PM-147	C	SEAWEED EATERS		1.1E 08		2.5E 09
SM-151	C	SEAWEED EATERS	*	8.5E 07	*	3.2E 08
EU-152	C	BEACH DWELLERS		1.5E 06		1.5E 07
EU-154	C	BEACH DWELLERS		1.3E 06		1.2E 07
EU-155	C	BEACH DWELLERS		7.5E 07		2.0E 09
AU-198	D	FISH EATERS		6.6E 70		6.6E 70
PB-210	B	SEAWEED EATERS		3.4E 04		2.6E 05
PO-210	B	CRUST EATERS		5.7E 06		3.4E 08
RA-225	D	FISH EATERS		1.3E 27		2.4E 29
RA-226	A	FISH EATERS		1.1E 04		1.1E 04
AC-225	D	BEACH DWELLERS		1.8E 39		3.9E 41
TH-229	B	BEACH DWELLERS		2.8E 03		2.8E 03
TH-230	B	FISH EATERS		1.6E 04		1.6E 04
TH-232	B	FISH EATERS		1.4E 04		1.4E 04
TH-234	D	FISH EATERS		9.3E 19		1.3E 22
PA-233	D	SEAWEED EATERS		4.2E 20		5.6E 22
U -233	B	SEAWEED EATERS		7.8E 06		7.8E 06
U -234	B	SEAWEED EATERS		7.8E 06		7.8E 06
U -235	B	SEAWEED EATERS		6.8E 06		6.8E 06
U -238	B	SEAWEED EATERS		1.1E 06		1.1E 06
NP-237	B	SEAWEED EATERS	*	5.7E 04	*	5.7E 04
NP-239	D	FISH EATERS		6.6E 70		6.6E 70
PU-238	B	SEAWEED EATERS		1.1E 06		4.4E 06
PU-239	B	SEAWEED EATERS		9.2E 04		9.2E 04
PU-240	B	SEAWEED EATERS		3.0E 05		3.0E 05
PU-241	B	SEAWEED EATERS		5.7E 07		5.4E 08
PU-242	B	SEAWEED EATERS		8.7E 04		8.7E 04
AM-241	B	SEAWEED EATERS		4.2E 05		7.3E 05
AM-242	B	SEAWEED EATERS		4.9E 05		1.5E 06
AM-243	B	SEAWEED EATERS		1.2E 05		1.2E 05
CM-242	B	SEAWEED EATERS	*	2.7E 08	*	1.4E 10
CM-243	B	SEAWEED EATERS	*	6.1E 05	*	3.9E 06
CM-244	B	SEAWEED EATERS	*	8.9E 05	*	7.6E 06
CM-245	B	SEAWEED EATERS	*	8.6E 04	*	8.6E 04
CM-246	B	SEAWEED EATERS	*	1.4E 05	*	1.4E 05
CF-251	B	SEAWEED EATERS	*	4.7E 05	*	5.9E 05
CF-252	B	SEAWEED EATERS	*	1.8E 06	*	4.0E 07

Footnote: * indicates that a guessed concentration factor was used in the most significant pathway.

Table 4: List of Radionuclides and their Release Rate Limits (Cont.)

	Single Site	Finite Ocean Volume (10^{17} m^3)
Group A: Ra-226 and very long lived β/γ-emitters [based on Ra-226]	10^4	10^4
Most α-emitters and transuranics plus C-14 and Pb-210 [based on Pu-239]	10^5	10^5
Group C: Sr-90, Cs-137 and most β/γ-emitters [based on Sr-90]	10^7	10^8
Group D: Tritium and short-lived β/γ-emitters [based on Tritium]	10^{11}	10^{12}

The first two groups were combined in the Revised Definition and Recommendations for administrative convenience and analytical simplicity.

Table 5: Recommended Release Rate Limits [Curies per year]

3.3 Comments on certain aspects of the basis /4,5,15/

Some of the comments made by Japanese colleagues may be summarized as follows:

(1) The treatment of the short-term events, which includes two special cases, seems to be too arbitrary without firm ground.

- In calculation, regarding a plume from the source on the sea floor, the question arises why the distance of 1500 km was assumed. Why not 1000 km? Why not 500 km?

- As to the assumption of a poorly ventilated basin with a strong vertical convection area inside, the question arises why such a place was assumed for a dumping area.

  The reason for assuming such a place as a dumping site might be that when the site was selected for dumping, such an undesirable situation would not have been foreseen, but that undesirable change occurred quite unexpectedly after some time of dumping.

However, such a sudden change is unconceivable and need not be assumed for calculation because the change in the general circulation in the ocean accompanying a climatic change may not occur so suddenly without any advance symptoms.

When one detects some symptom in advance, one may immediately stop dumping or removing the dumping place to a safer area.

- Anyway, a short-term event plays an important role in determining the annual permissible dumping rate particularly for relatively short-life radionuclides. An alternative suggestion would be to use the following concentration for calculation:

$$S = \frac{360}{\theta} \times \text{(average specific concentration on the sea bottom)}$$

where θ is the angle covered by the plume expressed in degree.

(2) For the more credible assessment, it is quite important to know more reliable values concerning the concentration factors, diffusion coefficients and upwelling velocities. These should be the ones which need further study, as far as the deep ocean is concerned.

(3) In the assessment for Revised Definition and Recommendations, the following extremely conservative assumptions are made such that additional safety factors would appear to be unnecessary:

- For the purpose of calculation, a plume is assumed in addition to using the bottom water concentration. It seems to be sufficiently on a safer side to assume the bottom water concentration. To assume a plume in addition to using the bottom water concentration seems to be an overestimation.

- If dumping is restricted to those areas of the oceans between latitudes 50° N and 50° S with least upwelling, the probability of occurrence of strong vertical convection from the deep water would be very small.

- If the areas with undesirable natural phenomena such as volcanic activities are avoided, the probability of occurrence of an unexpected sudden upwelling would be very small.

- An unusually large consumption rate is assumed for each major step of the food chain in the assessment.

If transport of major radioactivity through an unforeseen pathway is assumed, the above consumption rate through the foreseen pathways should be correspondingly decreased. The assumed consumption rate in the assessment may be considered an overestimation for a normal population. The additional safety factor for the unforeseen pathway may not be justifiable.

4. Some of the Japanese Findings of the Deep Sea Survey in the Pacific /16,17,18,19,20/

Since the IAEA Definition and Recommendations seem to have been developed mostly based on the results of analysis of the North Atlantic, I should like to introduce briefly some of the Japanese findings of the deep sea survey in the Pacific on the basis of information received from my colleagues in Japan.

A project to study the feasibility of solidified low-level radioactive waste disposal onto the sea bed was started by the Japanese Atomic Energy Commission in 1969. During the initial period, extensive studies were made with a variety of monitoring systems, including cine camera, still camera, television, illumination for deep sea use, sonar, pinger, recorder, and other such systems. A monitoring system for canister safety was developed by the Japan Marine Science and Technology Center.

In order to see how effectively such monitoring systems would work under natural conditions, in-situ experiments were considered necessary. In the experiments, the emphasis was placed on observation of the behaviour of solidified packaged waste (with accompanying monitoring devices) during descent on and after arrival at the sea bottom.

The weight of the experimental unit consisting of the canister containing solidified dummy waste and monitoring devices was adjusted so that its velocity of descent would be equal to the end velocity of freely falling solidified packaged waste.

For a more precise study of cracks and pinholes in the canister, direct observation and photography by divers and submersibles may be essential. The first series of experiments was therefore conducted in a relatively shallow area where the water was about 100 m deep. The experimental studies would be continued in a deeper area where the depth of the water is about 1000 m, to obtain basic scientific and technical data.

Experimental disposal of actual dummy canisters at a depth of 6000 m was also planned.

If the tests and safety analysis demonstrate that deep sea disposal can be conducted safely, experimental dumping of solidified low-level waste will be started. After two years or so of trial operations, the results of environmental surveys and monitoring will be evaluated to assess the environmental impact of the waste disposal and to establish whether or not the deep sea disposal operation should be continued at the proposed experimental sites.

In 1971 the following four sites were selected for possible radioactive waste disposal, the criteria for their selection being (a) minimum marine productivity, (b) minimum possibility of upwelling, (c) presence of weak deep sea currents, (d) flatness of the ocean floor, (e) surface coverage by soft sediment,

(f) remoteness from seismic zones, (g) convenience of transportation from Japan, (h) absence of submarine cables or equipment, and (i) avoidance of surface vessel sea routes.

Proposed Sites		Estimated Depth
A 26° N	150° E	6000 m
B 30° N	147° E	6000 m
C 30° N	160° E	5000-6000 m
D 36° N	158° E	3000-4000 m

During the years 1972 - 1975 extensive surveys over a considerable area around each of the above four sites were conducted by the Japanese governments's Maritime Safety, Meteorological and Fisheries Agencies in order to assess the possible environmental impacts of deep sea disposal of radioactive wastes at these locations.

- Maritime Safety Agency (submarine topology; physico-chemical characteristics of the sediments on the sea bed);
- Meteorological Agency (oceanography; currents and diffusion in the deep sea);
- Fisheries Agency (marine biology; plankton; nekton; benthos and general environment).

The results obtained by these studies may be summarized as follows:

4.1 Submarine topology

An area of about 30 square miles around each site was surveyed.

4.1.1 Site A

The water depth in this area was observed to range from 5.080 to 6.020 m. There appears to be a more or less undulating surface at the bottom. The sediments are made of a very hard red clay, indicating a specific geological structure.

4.1.2 Site B

Most of this area is flat and covered by soft red clay. It is not clear whether manganese nodules are present. The water depth in most of the area is about 6.200 - 6.300 m. Site B seems to have been considered as one of the most desirable sites for disposal.

4.1.3 Site C

A relatively flat area was observed in the south-western part. A striking feature of this area is that a small submarine ridge runs from north-west to south-east roughly at the center. The sediments on the bottom are of soft red clay. Manganese nodules were found on the bottom surface. The thickness of the sediment layer (all layers above the solid base, which is assumed to be basalt) was estimated by a sonic survey. The water depth in most of the area is about 5600 - 5800 m.

4.1.4 Site D

Most of this area slopes towards the south-west. In the south-western part, a fault escarpment with accompanying valley extends in the direction NNE-SSW. Sonic survey indicates that the entire area is covered by thick sediments, which are especially heavy at the bottom of the valley and at the top of the mountain, where small flat areas are found. The water depth in the area varies from about 3300 m to 4300 m.

4.2 Oceanography

4.2.1 Surface current

At site A, the current velocity was oberved to be high at a depth of 100 - 300 m. The maximum current velocity measured was 50 cm/sec and the dominant current direction was to the south-east. At site B, the current velocity was high at a depth of 100 - 200 m. The maximum current velocity was 57 cm/sec and the dominant current direction was westward. The direction and velocity of the currents varied considerably at both these points, the current velocity at 500 m being low - less than 20 cm/sec.

4.2.2 Temperature and salinity

Potential temperature and salinity were observed to vary greatly down to a depth of 2000 m, with seasonal and surface current effects, but were relatively constant at depths greater than 2500 m. The temperature gradient in regions below 2000 - 2500 m was very small. The differences between the values for salinity and dissolved oxygen at 2500 m and on the sea bed were less than 0.05 % and 0.9 ml/l, respectively. Some discontinuities were observed in the vertical distribution of potential temperature and dissolved oxygen at a depth of about 4000 m in the case of site A, and at about 5000 m for site B. This seems to suggest that discontinuities may exist in the vertical structure of the deep water current at those depths.

4.2.3 Geostrophic current

The distribution of geostrophic currents for site B was estimated from the data obtained at different depths between the surface and the bed by four stations, each 10 miles away from the observation point. The level of no motion was selected at 6000 decibars. As to the S-N components, the current flowing south was estimated to have a velocity of about 80 - 100 cm/sec at the surface, with a maximum value of 90 - 120 cm/sec at about a depth of 100 m, about 20 cm/sec at 1000 m, and almost no current at all at 2000 m. Below 2000 m, the component changes direction northwards and the maximum current velocity was observed to be rather low - 2-3 cm/sec at 4000 m.

The E-W component has a current velocity of about 20 cm/sec at the surface, and a maximum value of a little less than 30 cm/sec at a depth of about 100 m, and less than 5 cm/sec at 1000 m or more. The current direction was westward at all depths between the surface and the bottom. The E-W component is strikingly weaker than the N-S component. The resultant current of these components is estimated to have a velocity of 100-130 cm/sec close to the surface in the direction SSW. It should be noted, however, that these calculated geostrophic currents are baroclinic components and do not necessarily represent absolute velocities; they indicate the mean flow averaged over a few days.

4.2.4 Deep sea current

Deep sea currents were observed at 110 m above the sea floor at sites A, B and C. At site C, an additional measurement was made at 50 m above the sea floor. A figure of 110 m was chosen because it seemed likely to be above the friction layer and the Ekman layer disturbed by the sea floor undulation. Observation was programmed in such a way that the velocity and direction of the current recorded for 20 seconds every 5 minutes could be averaged. Mean velocities and directions of the currents were calculated from the data obtained.

Variations in the periods of the inertial flow have been observed in deep sea current data in the past. The periods of inertial flow at the observation points in this survey were as follows: 24 hours at site A, a little longer than 27 hours at site B, and 24 hours at site C. However, since these values are very close to the period of the diurnal tide, it is rather difficult to distinguish the inertial from the tidal flow on the basis of these limited observations.

Diffusion coefficients in both E-W and N-S directions were calculated from the current meter data on the basis of Taylor's theorem, namely by application of the equation

$$K = \bar{v}^2 \int_0^\infty R(\tau)\, d\tau$$

to the velocities averaged for every 30 minutes. $R(\tau)$ is an auto-correlation function of each component of the current. The calculated values are given below.

Observation site	E-W comp. (cm^2/sec)	N-S comp. (cm^2/sec)
A (110 m above the floor)	1×10^5	2×10^5
B (110 m above the floor)	2×10^4	6×10^2
C (110 m above the floor)	2×10^4	7×10^4
C (50 m above the floor)	3×10^5	2×10^5

The results of the deep sea current observations may be summarized as follows:

Observation sites	A	B	C	C
Locations (^{o})	25-59 N 149-59 E	29-59 N 149-55 E	29-58 N 159-59 E	29-58 N 159-59 E
Water depth (m)	5885	6200	5675	5675
Meter depth (m)	5775	6090	5565	5625
Observation period (hours)	Nov 14-18 1973 (86)	Oct 10-20 1974(238)	Mar 19-22 1975 (70)	Mar 19-22 1975 (70)
Mean velocity (cm/sec)	4.8	1.8	5.4	2.7
Mean direction (^{o})	209	272	70	171
Max. velocity (cm/sec)	16.4	10.5	12.2	11.9
Direction (^{o})	160-260	205-25	20-110	60-245
Predominant period* (day)	1/2, 1	1/2, 1	1/2, 1, 1/4	1/2, 1, 1/4

* There may be some variation in periods longer than one day, but owing to the limited observation time it was difficult to detect them.

The vertical eddy diffusion coefficient close to the sea bed was estimated by the Geochemical Laboratory of the Meteorological Research Institute in Japan on the basis of the measurement of the vertical distribution of excess radon concentration due to Rn-222 emanating from Ra-226 in the sea bed at a depth of 6205 m at 29°54' N and 147°03' E. The results are summarized as follows:

Distance above sea-bed (m)	Vertical eddy diffusion coefficient (cm^2/sec)
2	0.01
10	2
20	6
30	15
50	25

Fig. 3 shows the positions of the four proposed dumping sites A, B, C and D, and the sampling stations where marine organisms were collected by the survey ship.

4.3 Marine biota and environment

4.3.1 Plankton

The amount of macroplankton in these areas was found to be of an order of magnitude comparable to that in the coastal areas of Japan. It varies considerably in the layer 0-100 m, with a decrease in deeper waters. However, a layer with a sudden decrease was observed at depths of 3000 m and 4000 m. The amounts of macroplankton found at different depths are as follows:

150 m layer:	16.2 - 40.0	mg/m^3	(20.0 - 64.4 %)
1000 m layer:	5.8 - 26.1	mg/m^3	(10.7 - 43.1 %)
3000 m layer:	0.4 - 23.5	mg/m^3	(0.4 - 25.2 %)
4000 m layer:	0.02 - 0.10	mg/m^3	(0.03 - 0.18 %)
5000 m layer:	0.008 - 1.11	mg/m^3	(0.02 - 1.19 %)
6000 m layer:	0.05 - 0.006	mg/m^3	(0.01 - 0.05 %)

In the areas north of 35° N, the amount of macroplankton down to 3000 m was observed to be relatively high, as compared with the areas south of 35° N. However, no distinct difference was observed in the biomass in different areas at depths below 3000 m.

Quantitative measurements of microplankton and suspended matter were also attempted.

The total number of cells (fauna and flora) collected in the surface layer was the largest; it gradually decreased with depth, though a slight increase was observed at 3000 m and 4000 m. This pattern was not observed in the case of the macroplankton collected by nets. The particle size of most of the suspended matter lay in the range 1-10 µm. A high peak value was observed at 3000 m at two of the three sites surveyed. The number of particulates larger than 10 µm was about 12-14 % of that of the smaller particulates.

The highest amount of particulate organic carbon - 27-67 µg/l (28-44 %) - was found at the surface (0 m layer). The quantity was relatively constant (10-20 µg/l) in layers deeper than 150 m, with a small peak at depths greater than 3000 m.

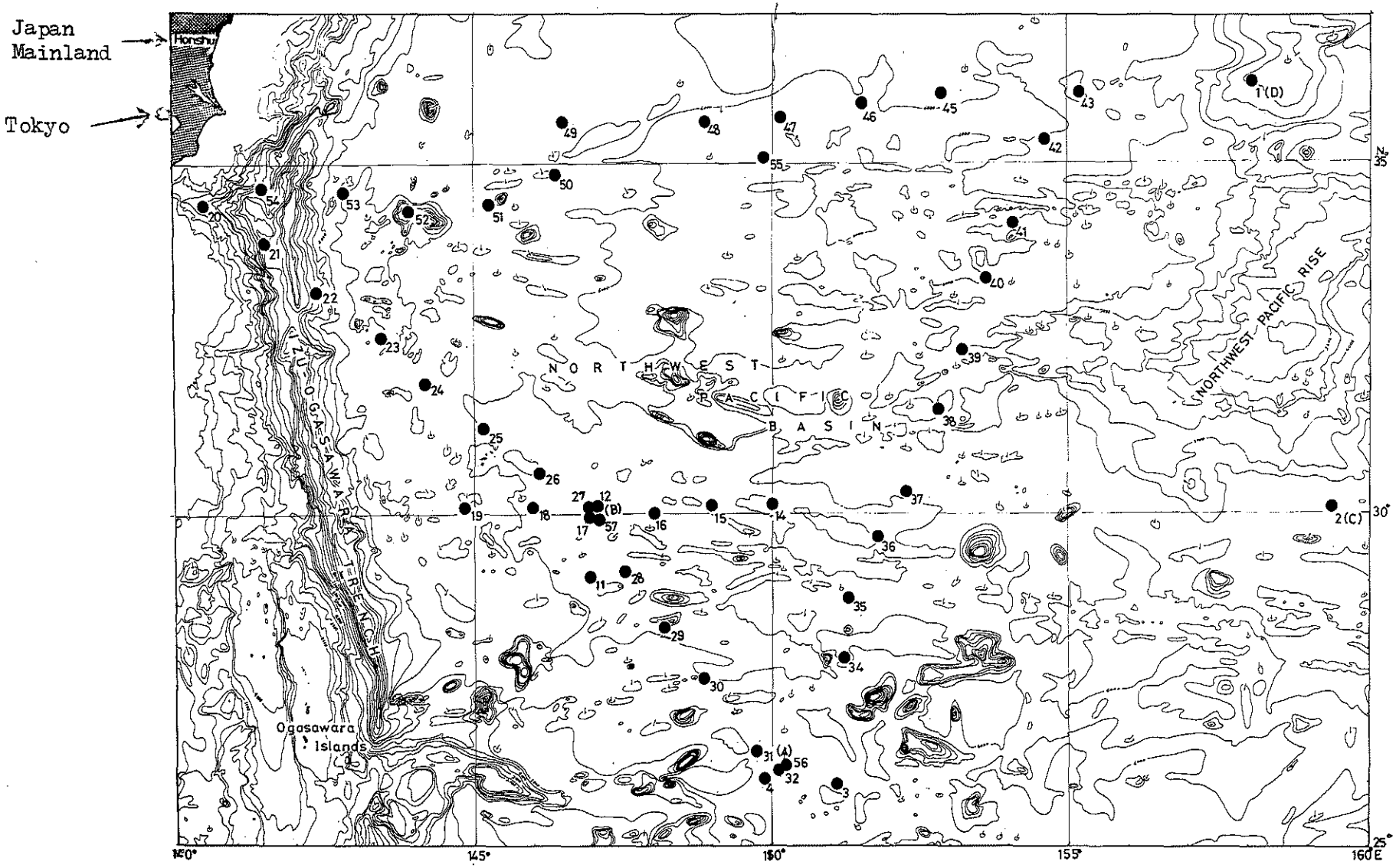


Fig. 3: Positions of the four proposed dumping sites A, B, C, and D and the sampling stations

4.3.2 Nekton

Of the four layers (150 m, 500 m, 1000 m, 3000 m) investigated at all the sites, the amount of micronekton was found to be at a maximum at 1000 m.

The number of fish collected was largest at the surface (0 - 150 m) and the next largest number was found at 500 - 1000 m, but the numbers gradually decreased with depth. It was remarkably small in the deeper layers, 3000 - 6000 m. The wet mass was at a maximum at 500 - 1000 m; ~2.8 g/1000 m^3 at 500 - 1000 m, ~2.3 g/1000 m^3 at 1000 - 2000 m, ~1.2 g/1000 m^3 at 2000 - 3000 m, ~0.5 g/1000 m^3 in the surface layer 0 - 150 m, ~0.15 g/1000 m^3 at 150 - 500 m, and less than 0.1 g/1000 m^3 at 3000 - 6000 m. The wet mass in the deep sea was found to be remarkably small. The fish caught at 500 - 1000 m were much larger than those at the surface. The biomass of fish at 500 - 1000 m was almost comparable to that in the coastal waters.

Fish samples examined contained as many as 123 species, of which about 90 % belonged to the Gonostomatidae and Myctophidae. As in the case of plankton, their vertical distribution showed in general a decreasing tendency from the surface to the deep layer. Only 1.5 % of the total was found at depths greater than 3000 m, but very small numbers of cyclothone and Malamphaes were collected in the deep waters. Near the sea floor at a depth of 6,180 m a specimen of Coryphaenoididae was collected.

Many of planktons and fishes have their own specific distribution strata. The number of fish in the surface layer at night seems to be larger than at daytime, and the upper and lower strata overlap one another where there seems to occur radionuclide transportation through the predator-prey interaction. It is difficult to find exactly at what speeds and in what quantities the nuclides would be transported by such organisms but it may be assumed that the transportation would occur at a higher probability at depths less than 3,000 m than at a greater depth.

4.3.3 Benthos

Megalobenthos was collected at depths between 5740 and 6200 m. Some species seem to be distributed quite widely in the deeper parts of the ocean.

The benthic bivalves belonging to the order of Protobranchia, which were sampled in the survey, were found to be the species distributed quite widely throughout the abyssal bottom of the Pacific Ocean.

4.3.4 Fishery and fishing grounds

The tuna, skipjack and saury fishing is, for the most part, done in the northwestern part of the Pacific Ocean. Therefore, it is necessary to pay attention to the fact that tuna and skipjack migrate so widely that they make so much contributions to the transportation and diffusion of radioactive nuclides to other sea areas and that saury is used as feed in fish culture and live stock raising. It will also become necessary in the future to give due consideration to the trawl fishery for pelagic armorhead that is now in the process of development in the seamounts in the central part of the Pacific Ocean.

Fig. 4 summarizes vertical distributions for different species of marine organisms at sampling station 55, while Fig. 5 gives the vertical distributions of pisces at different stations, expressed in wet mass.

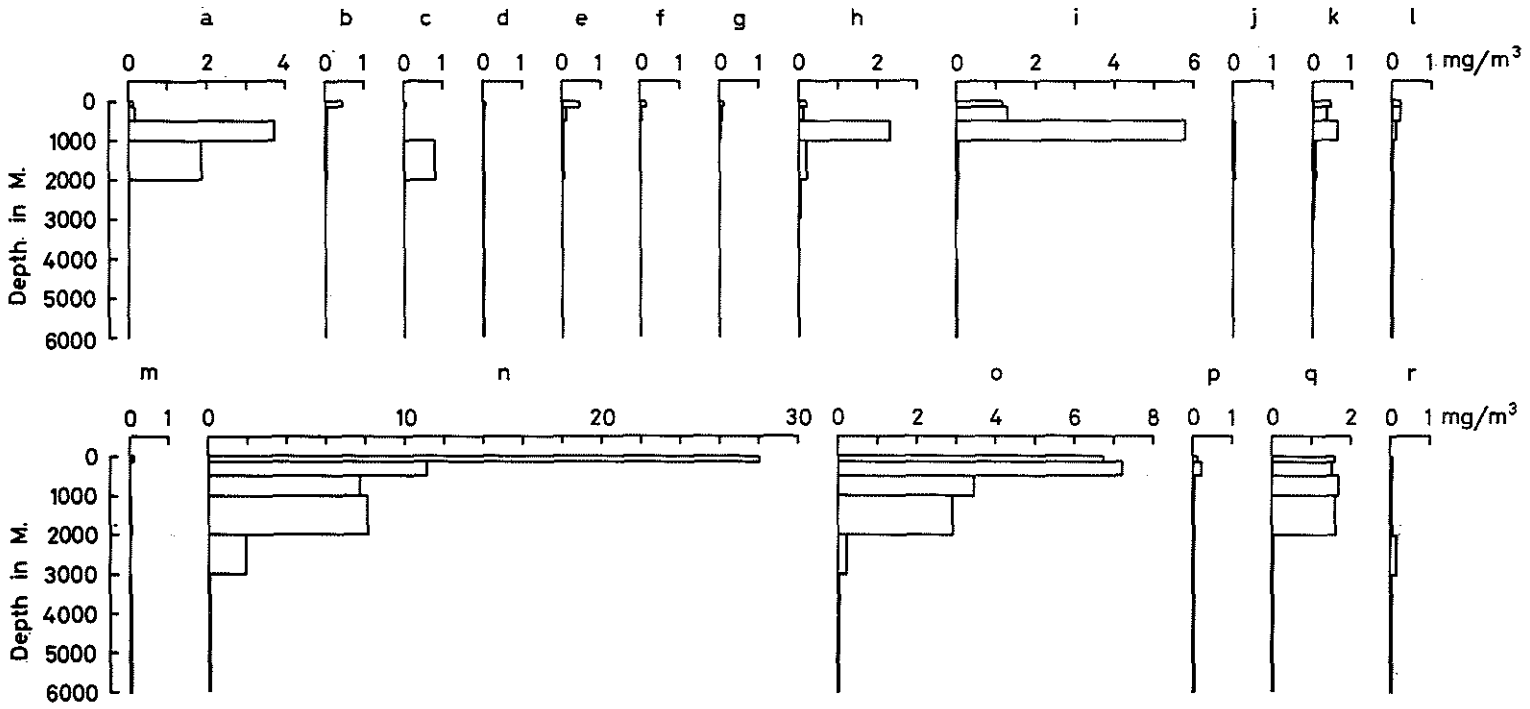
These figures are taken from the Report on the Japanese Survey (1972 - 1974) of Marine Organisms, conducted in connection with the sea disposal project for solidified radioactive wastes and published in July 1975 by the Fishery Agency, Tokai Regional Fishery Research Laboratory, Tohoku Regional Fishery Research Laboratory, and Enyo (Ocean) Fishery Research Laboratory.

4.3.5 Manganese nodules

Analysis of mangenese nodules collected in site A was also made: Fe ~15 %; Mn 7-14 %; Ni, Co, Cu ~0.4-0.1 %; Pb, Zn less than 0.1 %, with the Mn/Fe ratio ranging from 0.47 to 0.98.

4.3.6 General environment

Below ~3000 m is the deep water of the North-West Pacific Ocean Basin. It may consist of two or three water masses in a vertical direction. The most clearly delineated is the bottom water below about 5000 m, east of 150° E, near a line connecting sites A and C, most of the water turns to the north-east, while a fraction is diverted to the north-west or west. Some of the latter may move down to the south, east of site A. West of site A, it may spread as a thin layer close to the bottom, and there may be an overlying thick deep-water current, mostly with components to the north. Around site B, there may be weak clockwise circulation along the slope of the ocean basin. Near 36° N, east of 145° E, most of the water flows northwards below 3000 m depth, but in one or two places (for instance close to 147° E) southward currents may also occur. The currents near sites C and D may be influenced by the submarine topography and an anticlockwise deep water current may be considered to exist in the direction NNE at site C, and SSW at site D, along the rise of the Northwest Pacific.



a : Pisces, b : Thaliacea, c : Pyrosomata, d : Appendicularia, e : Pteropoda, f : Heteropoda, g : Cephalopoda, h : Decapoda (Crus.), i : Euphausiacea, j : Mysidacea, k : Amphipoda, l : Ostracoda, m : Branchiopoda, n : Copepoda, o : Sagittoidea, p : Polychaeta, q : medusae r : Radiolaria.

Fig. 4: Vertical distributions of different species of marine organisms at the sampling station 55

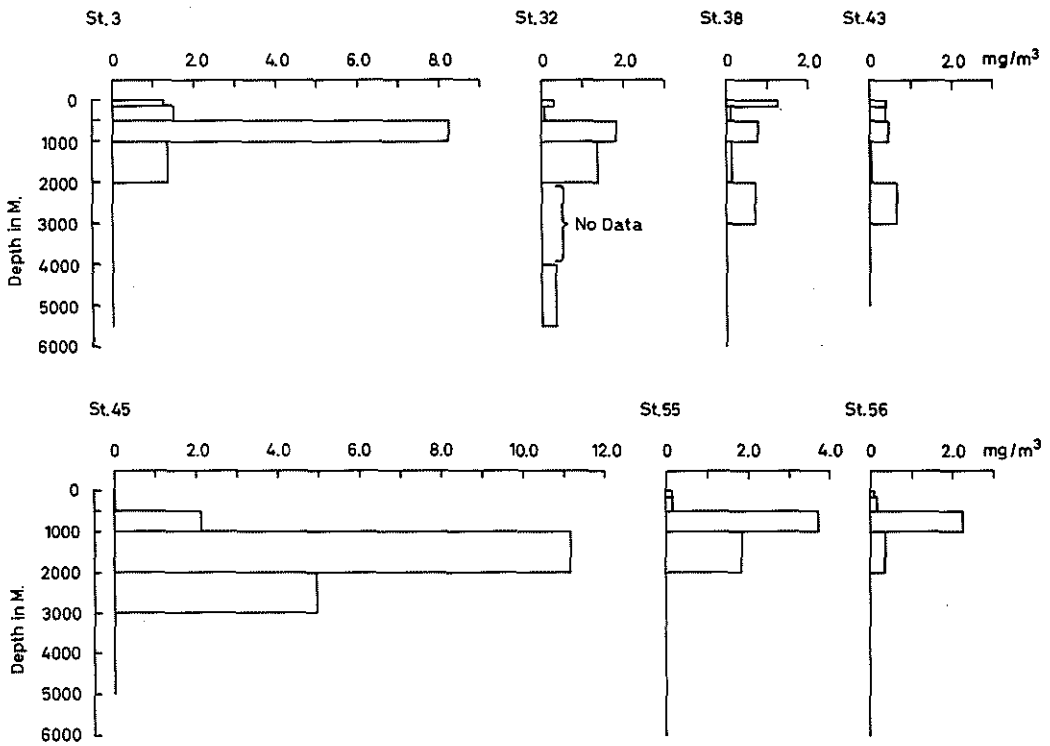


Fig. 5: Vertical distributions of Pisces at different sampling stations

There is also a possibility that an upwelling with an ascending component along the rise may occur to the north-west of site C.

With regard to the sea area D in particular, investigations were not conducted on the bottom currents and diffusion in the layer of water immediately above the sea floor because of its geographical location somewhat isolated from the three other areas and also because of its peculiar submarine topographical features.

4.3.7 Dose assessment parameters /20/

The Japanese Nuclear Safety Commission is now reviewing the Assessment on Environmental Safety of Test Ocean Dumping of Radioactive Wastes prepared on the basis of scientific and technical data obtained by various surveys of the proposed sites.

Some of the parameters used for dose assessment are as follows:

Intake of fish or fishery products

- Fishermen

  600 g/day × 170 days for the period at sea for fishing
  200 g/day × 195 days for the period on land

- General public

Adults	200 g/day × 365 days
Children	100 g/day × 365 days
Infants	40 g/day × 365 days

  (Domestic consumption 90 %, import 10 %)

The amount of fish caught in the Pacific Ocean is assumed to be 10^7 t/y for Japan and 2.5×10^7 t/y for other countries in the Japanese assessment. The population of Japanese fishermen is assumed to be 100,000 and the population of non-Japanese fishermen working in the Pacific Ocean is assumed to be three times of that of the Japanese fishermen.

5. Conclusion /4,5,21,22/

While the Revised Definition and Recommendations of the IAEA restrict the dumping of radioactive wastes that exceed specified concentration/mass limits, the acceptance of the concept of applying release rate limits as developed by the IAEA provides a rational basis for further considering the emplacement of radioactive wastes in the sea-bed as an alternative to terrestrial geological repositories.

The concept is based upon the premise that a set of sequential barriers could balance the rate of decay against the rate of migration to man and his ecosystem. These barriers would be the waste form itself, the containment canister, and the geological medium in which the material is placed. The major task is the selection and definition of the geological formations. These must have tectonic and climatic stability, predictable uniformity over a large area and have a low probability of future resource development. I was recently informed that some preliminary survey is also conducted in the Pacific region.

Some of the conclusions and recommendations of the Advisory Group on Oceanographic Basis held at IAEA, Vienna, 21-25 March 1977 may be introduced as follows:

- "We consider that our understanding of the deep oceans is insufficient to permit the construction of a single comprehensive model of the movement of radionuclides. Such a model would require much information that is not available and could lend a spurious appearance of accuracy to estimates that are not in fact reliable."

- "The initial concentration of radioactivity in wastes dumped in the deep ocean is unlikely to be important in determining the hazards to man. However, the total activity in a canister may be of consequence to organisms within the immediate vicinity of the canister."

- "Rates of release of radioactivity to the oceans can be reduced by suitable containment and packaging of wastes. When it has been established that wastes can be contained for a given length of time, an allowance for decay in situ, relative to that time, may be considered."

- "Emplacement of waste canisters into certain seafloor sediments may provide additional containment, and should be further investigated."

- "Dumping should only be carried out where water depths are greater than 4000 m at latitudes less than about 50^{o}. Deep sea disposal sites should not be located near continental margins, in marginal and inland seas, nor should they be situated in areas where natural phenomena or other disturbance would make them unsuitable as disposal sites."

- "Much research is needed to improve our knowledge of the physics, chemistry and biology of the deep oceans. The environmental concentrations arising from any radioactivity released should be investigated by appropriate scientific programmes. When making radiation safety assessments of dumping operations, the total input of radioactivity in the oceans should be taken into account."

- "Future knowledge is likely to result in estimates of release rate limits being revised either upward or downward. The present conclusions and recommendations should not be

used to justify a programme of dumping of radioactive wastes which cannot be modified or stopped."

Some of the conclusions and recommendations of the IAEA Consultants Meeting held at IMCO, London, 13-17 June 1977, that reviewed the Radiological Basis based on the recommendations of the Advisory Group on Oceanographic Basis, are as follows:

- "The initial concentrations of radioactivity in wastes dumped into the deep oceans are unlikely to be important in determining the subsequent hazards to man, although the total radioactivity in a canister may need to be limited for operational reasons."

- "The hazards to man and the ecosystem are largely determined by the rates of release of radioactivity to the oceans and it is these which should be controlled. We have not been able to establish on radiological grounds any upper limit to the initial concentration of radioactivity in wastes destined for deep ocean disposal."

- "We conclude therefore that there are no high level wastes that are intrinsically unsuitable for dumping at sea but that quantities dumped should be strictly controlled on the basis of release rate limits."

- "Since neither the basis for the oceanographic calculations nor the radiological assessment are sufficiently detailed to permit distinction between ocean areas or basins we were constrained to a more generalized approach. We have therefore arrived at estimates for a nominal ocean volume of 10^{17} m^3 which are intended to be of general application. We derived estimates of release rate limits for both single sites and this nominal ocean volume."

- "We recommend that the quantities of radioactivity released from a single site in any one year shall not exceed the values given in the single site column subject to the quantities released in any nominal ocean volume of 10^{17} m^3 not exceeding the values given for the finite ocean volume column of the table." (Table 5 in this paper)

- "Complete analysis for isotopic composition is not therefore essential but if such analyses are available the detailed individual release rates given should be used. The sum of all the individual release rates divided by their appropriate limits is the fraction of the total capacity utilized and should not exceed unity."

References

/1/ IAEA:
Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter
INFCIRC/205, IAEA, Vienna, 1974

/2/ IAEA:
Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter. The Definition Required by Annex I, paragraph 6, to the Convention, and the Recommendation Required by Annex II, section D
INFCIRC/205/ Add. 1, IAEA, Vienna, 1975

/3/ IAEA:
Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter. The Definition Required by Annex I, paragraph 6, to the Convention, and the Recommendation Required by Annex II, section D
INFCIRC/205/Add. 1/Rev. 1, IAEA, Vienna, 1978

/4/ IAEA:
The Oceanographic Basis of the IAEA Revised Definition and Recommendations Concerning High-Level Radioactive Waste Unsuitable for Dumping at Sea
Tech. Doc-210, IAEA, Vienna, 1978

/5/ IAEA:
The Radiological Basis of the IAEA Revised Definition and Recommendations Concerning High-Level Radioactive Waste Unsuitable for Dumping at Sea
Tech. Doc-211, IAEA, Vienna, 1978

/6/ Webb, G.A.M., and F. Morley:
A Model for the Evaluation of the Deep Ocean Disposal of Radioactive Waste
NRPB R-14, Harwell, Didcot, Berks., England, 1973

/7/ NEA:OECD:
A Hazard Assessment for Radioactive Waste Disposal into the North East Atlantic
Report by an NEA Group of Experts, Paris, 1973

/8/ Shephard, J.G.:
A Simple Model for the Dispersion of Radioactive Wastes Dumped on the Deep Seabed. Fisheries Research Technical Report No. 29; Ministry of Agriculture, Food and Fisheries U.K., 1976

/9/ ICRP:
Principles of Environmental Monitoring Related to the Handling of Radioactive Materials
A Report by Committee 4, ICRP Publication 7, Pergamon Press, 1965

/10/ ICRP:
Recommendations of the International Commission on Radiological Protection
Publication 26, Pergamon Press, 1977

/11/ IAEA:
Safety Series No. 9: "Basic Safety Standards for Radiation Protection"
STI/PUB/147, IAEA, Vienna, 1967

/12/ IAEA:
Safety Series No. 5: "Radioactive Waste Disposal into the Sea"
STI/PUB/14, IAEA, Vienna, 1961

/13/ Templeton, W.L.:
Radioactivity in the Oceans
Presented at the Sixth Intl. Congress on Radiation Res., Tokyo, Japan, May 14-19, 1979

/14/ Templeton, W.L.:
Radiological Aspects of Seabed Dumping in the Deep Oceans
Presented at the Third NEA Seminar on Marine Radioecology, Tokyo, Japan, October 1-5, 1979

/15/ Sugiura and Nishiwaki:
Private Communication in March, 1978. Informal Comments at the Advisory Group Meeting on Ocean Dumping, IAEA, Vienna, 1978

/16/ Hydrographic Department, Maritime Safety Agency:
Marine Environmental Survey for Marine Dumping of Radioactive Solid Wastes (in Japanese), 1975

/17/ Marine Department, Meteorological Agency:
Report on the Marine Environmental Survey for Sea Disposal of Radioactive Solid Wastes (in Japanese), 1975

/18/ Geochemical Division, Meteorological Research Institute, Meteorological Agency:
Report on Survey and Study concerning Vertical Diffusion of Radioactive Solid Wastes Dumped into the Sea (in Japanese), 1975

/19/ Ocean Regional Fisheries Research Laboratories, Tohoku Regional Fisheries Research Laboratories & Tokai Regional Fisheries Research Laboratories, Fishery Agency:
Report on Survey and Study Concerning Vertical Dispersion of Radioactive Solid Wastes Dumped into the Sea (in Japanese), 1975

/20/ Nuclear Safety Bureau, Science and Technology Agency:
Assessment on Environmental Safety of Test Ocean Dumping of Wastes, Tokyo, Japan, 1976

/21/ Anderson, D.R., W.P. Bishop, V.T. Bowen, J.P. Brannen, W.N. Caudle, R.J. Detry, T.E. Ewart, D.E. Haynes, G.R. Health, R.R. Hessler, C.D. Hollister, K. Keill, J.A. McGowan, R.W. Rohde, W.P. Schimmel, C.L. Schuster, A.J. Silva, W.H. Smyrl, B.A. Taft, D.M. Talbert:
Release Pathways for Deep Seabed Disposal of Radioactive Wastes
In Proceedings of Symposium on Impacts of Nuclear Release into the Aquatic Environment, IAEA, Vienna, 1971, pp. 483/502

/22/ Anderson, D.R.:
Private Communication at Annual FS Meeting and Regional Congress of IRPA, Köln, October 1979

SUBMARINE GEOLOGIC DISPOSAL OF NUCLEAR WASTE

R. Anderson

Sandia Laboratories, Albuquerque/New Mexico

Kurzfassung

Die Untersuchung der Meeresverhältnisse hat ergeben, daß die günstigsten Gebiete für eine Lagerung unter dem Meeresboden die Tiefsee-Gebirgsregionen inmitten der subozeanischen tektonischen Platten darstellen, die starken Oberflächenströmungen, als Kreisel bekannt, ausgesetzt sind. Die roten Tiefseetone unter den zentralen Kreiseln des Nordpazifik und -atlantik scheinen alle Eignungskriterien zu erfüllen.

Die Sedimente haben Sorptionskoeffizienten der Größenordnung 10^6 ml/g, weniger als 1/4 % organischen Kohlenstoffs, Durchlässigkeiten zwischen 10^{-6} und 10^{-7} cm/s und Porositäten von 70 - 90 %. Die Wärmeübertragung geschieht mehr durch Leitung als durch Konvektion und die Porenwassergeschwindigkeiten sind in etwa gleich groß wie die Aufbaurate der Sedimente, die diesen Prozeß steuern. Somit dürfte das Porenwasser die Oberfläche des Meeresbodens erst nach einer Zeit von 10^{12} Jahren erreichen.

Die ultra-feinkörnigen Tone verhalten sich viskoelastisch, und ein Loch, das etwa dynamisch durch schnelles Eindringen eines nach freiem Fall auftreffenden bleistiftförmigen Penetrometers (Abfallbehälter) entstünde, würde sich unmittelbar hinter dem Behälter wieder schließen. Radioaktiver Abfall oder verbrauchter Brennstoff könnte in ein bleistiftförmiges Geschoß eingeschlossen werden, das nach Abwurf oder Abschuß von einem Schiff an eine ausgewählte Stelle in den Sedimenten geführt wurde. Kurzzeitiger Einschluß wurde durch Abfallart und Behälter, langzeitiger durch den Rückhalt der Radionuklide in den Sedimenten sichergestellt.

Abstract

Analysis of the ocean regimes has shown that the most appropriate areas for sub-seabed disposal are abyssal hill regions in the centers of sub-ocean tectonic plates which underlie large ocean-surface currents known as gyres. The abyssal red clays beneath the central gyres of the north pacific and north atlantic appear to satisfy all suitability criteria.

The sediments have sorption coefficients of the order of 10^6 ml/gm, less than a 1/4 % organic carbon, permeabilities rang-

ing from 10^{-6} to 10^{-7} cm/sec and porosities of 70 - 90 %. Heat is transferred by conduction rather than convection and interstitial water velocities approximate the accumulation rate of sediments that drive this process. Therefore, pore water may reach the sea-floor surface only after a period of 10^{12} years.

The ultra-fine-grained clays behave in a visco-elastic sense, and a hole, developed dynamically by, for example, rapid penetration of a free-fall pencil-shaped penetrometer (waste canister), would seal itself immediately behind the canister. Radioactive waste or spent fuel could be encased in a pencil-shaped projectile which when released or propelled from a ship would be guided into a predetermined location in the sediments. Waste form and canister would assure short-term containment, the sediments long-term radionuclide retention.

1. Introduction

The Seabed Disposal Program has been under way since 1973 with the primary goal of assessing the technical and environmental feasibility of disposing of high-level nuclear wastes in the geologic formations under the world's oceans /1/. The total area considered represents about 70 % of the surface of the planet (of which less than 0.0001 % would be used) and contains a wide variety of geologic formations. Theoretically, all wastes from the once-through, uranium-only, and uranium-plutonium recycle options could be emplaced in subsea formations but, because of implantation costs due to large volumes, other methods may be more practicable for low-level and TRU wastes. The program's secondary goal is to develop and maintain a capability to assess the nuclear waste disposal options of other nations.

The seabed program is divided into four phases:

- Investigation of technical and environmental feasibility on the basis of historical data
- Determination of technical and environmental feasibility on the basis of historical and newly acquired oceanographic and effects data
- Determination of engineering feasibility
- Demonstration of capability.

Although the program is just in the second phase, a reference system is needed for study purposes and to simplify explanation, even though that system may have to be altered as additional information is acquired later.

The reference system is the emplacement of appropriately treated waste or spent reactor fuel in a specially designed contain-

er into the red clay sediments in the middle of a North Pacific tectonic plate, under the hub of a surface circular water mass called a gyre (mid-plate gyre: MPG). (However, selection of the North Pacific as a study area in no way implies its selection as a candidate seabed disposal site.)

Use of a penetrometer[1]) is the reference method for emplacing wastes in the sediments in a controlled and monitorable manner. A specially designed surface ship will transport waste from a port facility to the disposal site and emplace the waste containers in the sediment. A monitor ship, which will have completely surveyed the disposal site before operations begin, will determine the locations and monitor the behavior of individual disposal containers for appropriate lengths of time, and will maintain an ongoing survey of the surrounding environment.

Since the areas under consideration are in international waters, one goal (to start only after demonstration of technical and environmental feasibility) will be to aid in solving national and international legal and political problems so that an area could be used for disposal if such use were feasible from an engineering standpoint.

An international seabed study group, now made up of representatives from England, France, Japan, Canada, and the United States, has been meeting annually since 1975 to discuss technical problems concerned with ocean biology, the sediments, subsediment basaltic rocks, the waste form, the canister, physical oceanography, site selection, and system analysis.

2. Advantages and Disadvantages of the Subseabed Geologic Disposal Concept

Major potential advantages of nuclear waste disposal in a carefully selected area of the subseabed are:

- Ability to make long-term predictions of stability and uniformity on the basis of samples of sediments that have been accumulating continuously for 70 million years

- Lack of resources in the areas of interest, reducing likelihood of human intrusion or future resource conflicts in the disposal area

---

[1]) *A penetrometer is a projectile which, when dropped from a height, penetrates a target material. It can carry a payload of nuclear waste and instruments designed to measure and transmit its final position and orientation relative to the sediment surface. Penetration depth is controlled by the shape and weight of the penetrometer, its momentum at contact with the sediment, and the mechanical properties of the sediment.*

- Plastic nature of the sediments, which will allow closure of any openings, man-made or natural

- Low-permeability and high-sorption qualities of the sediments

- Continuously depositional nature of the sediments, eliminating the risk of erosion down to or including buried wastes

- Large size of the areas of interest, of which approximately 0.006 % would be used for waste disposal

- Remoteness of the areas of interest from normal human activities

- Lack of need for mining activities or waste-handling facilities at the site

- Lack of need to resolve questions about federal-state relations and authority over disposal sites.

Major potential disadvantages are:

- Requirement for at least acquiescence by foreign governments and international agencies before the program can proceed beyond the demonstration phase

- Requirement for dock and ocean transportation facilities not now available

- Need for a special canister and waste form or overpack for spent fuel.

3. Generic Tasks Involved in Assessment of Subseabed Geologic Disposal

3.1 Criteria for Selection of Study Areas and Specific Disposal Sites

Deep ocean floor areas that would be acceptable for waste disposal should have certain characteristics:

3.1.1 Tectonic Stability

They should be areas of low earthquake or volcanic activity, with minimum evidence of faulting, and characterized by slow, continuous depositional processes.

3.1.2 Climatic Stability

Combined movements of the two mobile media (air and water), including changes in climate (e.g., ice ages), should have minimal effect on the underlying geological formation.

3.1.3 Absence of Resources

There should be low biological activity[1]), both present and past, and few or no mineral resources of use to man.

3.1.4 Remoteness from Man's Activities

The areas should be remote from and as inaccessible as possible to man. The ocean floors are among the most remote regions on earth. To enter these areas requires technical sophistication and a large, planned effort. The risks of intrusion upon a subseabed disposal site by less sophisticated cultures would be quite low.

3.1.5 Predictability

To be suitable for emplacement of long-lived toxic materials, a geologic medium must be predictable, both in respect to anticipated changes in its properties with time, and in respect to the broad horizontal and vertical applicability of local measurements of these properties. The more predictable and uniform the geologic environment, the less detailed the specific site studies must be to determine the properties of the geologic formation. Oceanic areas where processes are slow and continuously depositional, and where tectonic processes have been and are predicted to be minimal for millions of years, are the most uniform and predictable on the globe.

3.2 Description of Ocean Regimes

The ocean floor comprises three principal regions, each occupying about a third of the total ocean:

- Continental margins
- Midoceanic ridges
- Ocean basin floors.

---

[1]) *There are large areas under the seas which are the marine equivalent of deserts. These areas have been stable for millions of years; their biological processes are governed, not by lack of water as on continental deserts, but by the absence of critical nutrients (nitrates and phosphates) and light, which is essential for photosynthesis.*

The continental margin is one of the most dynamic ocean environments, with wide seasonal changes in water temperature, variable chemical and biological processes, and complex and unpredictable geological structures. Here lie most of the remaining unexploited pools of hydrocarbons as well as most of the world's great fishing grounds. Sediment accumulation is rapid, and this, combined with the relatively steep margin slopes, provides conditions for frequent catastrophic sediment failure (slumping, turbidity currents, etc.). This region is therefore unsuitable for consideration as a possible waste disposal site.

The midocean ridge region surrounds the hot, seismically active rift (fault-bounded) valley where new crust is continually extruded. The outer flanks of the ridge slope imperceptibly to the ocean basin floor, which includes the flat abyssal plains, the gently rolling abyssal hills, and the deepest parts of the oceans, the deep-sea trenches.

Fracture zones in the midocean ridge have been suggested as possible waste disposal sites. Such proposals do not take into account the high seismic activity of this region, the rapid chemical changes, the lack of sorptive media, the channeling effects of current flow, the limited area of these zones, and the lack of horizontal and vertical uniformity and predictability. On the basis of present knowledge, therefore, the fracture zones are not probable candidates as study sites.

The abyssal plains contain widespread deposits of coarse continental debris swept there by sporadic rapid (several metres per second) underwater avalanches or turbidity currents, and are therefore unacceptable for further consideration.

The abyssal hills, which occasionally form broad low swells (midocean rises), lie seaward of the abyssal plains and are old ocean crust originally formed by extrusions and faulting of the basalt from the midocean ridge spreading centers. These vast abyssal-hill provinces (areas of gently sloping hills make up most of the deep sea floor of the North Pacific) are generally covered with 50 to 100 m of red clay. The abyssal hills and rises that occur in the middle of the subocean tectonic plates are seismically passive. Where they also occur below the centers of wind-driven, surface-current gyres (large, circular water-flow systems), they are stable and relatively unproductive biologically. Bottom currents in the mid-plate gyre (MPG) areas of the North Pacific are generally weak and variable. For all these reasons, the abyssal hills appear the most promising for seabed disposal and are identified for purposes of this study as the reference seabed area.

The dynamic deep-sea trenches often form the landward boundaries of abyssal hills at the collision zones between crustal plates, especially in the Pacific. In such trenches the ocean crust is being over-ridden by lighter crustal rock at rates of 2 to 6 cm/yr, with attendant crustal destruction. This process, called subduction, is accompanied by massive volcanism.

In some cases, portions of a crustal plate being bent downward into the mantle have been uplifted, sometimes high above sea level /2/. Many high-intensity earthquakes occur in or near these subduction zones, triggering massive submarine slides. Trenches on portions of the Pacific Ocean's periphery are some of the most geologically dynamic regions on the planet. It has been proposed that nuclear wastes be placed in the trenches, at the edges of plates being subducted, so that wastes would be carried under the earth during the subduction process. However, even though the time needed to contain the wastes is long by man's standards (250 to 500 thousand years), a plate being subducted would have moved only tens of kilometers during that time and would not be subducted fast enough for waste disposal purposes. These seismically active trenches are the least desirable of the four regimes for nuclear waste disposal.

Waste-disposal-related factors for the oceanic regions are summarized in Table 1.

3.3 The Multibarrier[1]) Concept of Radionuclide Containment

Seabed nuclear-waste disposal is treated as a multiple-barrier assessment problem. A formalism based on a set of sequential barriers to the release of radioactive nuclides has been adopted to balance the rates of decay of waste constituents against the rates of migration of the nuclides toward man. These barriers are the waste form, the waste canister, the subseafloor emplacement medium, any controlled modification of the medium, the benthic boundary layer, and the water column. The benthic boundary layer and the water column are the dilutional barriers, and any environmental impact evaluation should include these two regimes.

The major task is to determine whether any submarine geologic formation can contain radioactive waste long enough for it to decay to innocuous levels. Attention is now focused on the waste form and the canister for containment during the period of high heat release (30 to 100 years) (near-field interactions), and on the sediments for long-term (10^2-10^5 years) containment (far-field transport).

Since the required waste isolation time is much longer than can be simulated in manmade experiments, the attributes of each component of the system must be adequately known so that a credible prediction of barrier system effectiveness can be made. This effectiveness can best be judged by the use of suitably substantiated models. These will be used to characterize subsystems and to permit parametric studies and sensitivity analyses to be conducted.

---

[1]) *A barrier is defined as a quantifiable passive-delay mechnism to the movement of radionuclides, allowing time for decay to make the waste less harmful or ultimately harmless.*

	Control	Geologic Stability	Environmental Stability	Resources	Biological Productivity	Accessibility	Area (km x 10^6)	Sediment Thickness (km)
Continental Margin								
Shelf	1	Very low	Very low	Very high	High	Very high	15-25	2-20
Slope	1	Very low	Low	Medium	Medium	Medium	15-25	2-20
Rise	3	Medium	Low	Medium	Low	Low	20	5-10
Delta and fans	3	Very low	Low	High	High	Medium	5-10	5-10
Midoceanic Ridge								
Fracture zone	2	Low-high	)	Low	High)	Low-very low	Small	0-2
Crest	2	Low	Low-high)	Low	to)	Medium-high	Small	0-0.1
Rift valley	2	Very low	)	Low	Low)	Medium	Small	0
Flanks	2	High	High	Very low	Low	Low-very low	50-75	0.5-1
Ocean Basin Floors								
Abyssal hills (midplate)[1])	2	High	High	Very low	Very low	Very low	130	0.1-0.3
Abyssal plains	3	Low	Low-medium	Medium	Very low	Very low	10-20	0.5-2
Seamounts	2	Low-medium	Low-medium	Low	-	Very high	10	0-0.5
Trenches	3	Very low	Low	Very low	Medium	Very low	6	1-5

Control: 1 = National; 2 = International; 3 = Both

[1]) *Reference seabed area for this document.*

Table 1: Comparison of Major Oceanic Regimes

3.3.1 Near-Field Interactions

Nuclide movement through the sediment is controlled by natural or induced pore-water movement, by diffusion due to concentration and/or temperature gradients, and by the natural or modified chemical properties of the sediment. During the first 100 yr after waste emplacement, the fission-product-dominated thermal output may induce much larger porewater velocities than those naturally present. Performance of the canister and waste form will also be important during that period. In addition, any chemical, mechanical, or thermal changes caused by heating of the sediments will be of critical importance to the integrity of the primary sediment barrier and to the predictability of containment. The entire influence of heat on the sediment barrier must be identified, described, and experimentally verified. A specific problem is the "buoyancy" effect, wherein heat from the wastes may cause a volume change in the sediment-water mixture, with a risk that the canister may sink through the clays toward the basaltic basement rocks, or that the heated sediment may rise toward the water column.

After the main thermal problems are identified and quantified, the initial thermal output of the canister can be controlled by dilution and/or aging of the wastes and by modifications of canister size.

3.3.2 Far-Field Ion Transport

The plastic seabed sediments are considered the primary long-term geologic barrier to the migration of radionuclides back to man. These sediments typically consist of fine-grained (2μ), water-saturated clays with low permeabilities ($\leq 10^{-7}$ cm/s) as measured in the laboratory. The only known natural driving force for pore-water movement within the sediments in the abyssal hill region is sediment compaction, which occurs at rates of 1-3 mm/10^3 yr. Existing permeability data suggest that this natural pore-water velocity is in the same range as the rate of sediment accumulation (~1 m/10^6 yr).

Migration of radionuclides from a point of emplacement in the subseafloor sediments could occur through a combination of diffusion and advection. Models are required by which the rates of nuclide migration from the point of emplacement toward the biosphere can be reliably predicted. To develop the necessary models to address the ion-transport problem, the dominant mechanisms for nuclide sorption and migration must be adequately identified, quantitatively described, and experimentally verified.

The effect of sorption properties on long-term radionuclide transport is shown in Table 2. These calculations, using a transport model developed by Burkholder /3/, are based on a pore-water velocity of 10^{-1} m/yr (a factor of 10^5 over the estimated natural pore-water velocity), a 30-m sediment column,

and estimated sorption coefficients. The results indicate containment for about a million years for radionuclides with a sorption coefficient of 50,000.

Ion	Estimated Sorption Coefficient	Assumed Water Velocity (m/yr) [1]	Exit Time of Peak (yr)	Exit Time of 1 % of Peak (yr)	Half-Life (yr)
Pu-242	50,000	0.1	15×10^6	14×10^6	3.9×10^5
Th-230	50,000	0.1	1.1×10^6	7×10^5	7.4×10^4
Cs-137	20	0.1	Not released	Not released	30

Table 2: Initial Calculations of Long-Term Radionuclide Transport Produced by Possible Pore-Water Movement [2])

For another set of assumptions, where there is no natural pore-water movement, no interactions between dissolved nuclides and the sediment, a diffusion constant of 3×10^{-6} cm^2/yr, and a burial depth of 100 m, breakthrough time is about a million years. For the same assumption with sorption by the seabed sediment, as indicated in Reference 4 (K_d of between 10^2 and 10^5), breakthrough times are 10^8 and 10^{11} years. The dependence of sorptive coefficients on temperature, concentration, and the presence of competing ions is poorly known, but preliminary data indicate that, at least for thorium, elevated temperatures and the low nuclide concentrations likely around a waste canister lead to higher sorption coefficients, and hence to longer breakthrough times. Preliminary assessment of the barrier properties of the seabed sediments indicates that the sediments may be an adequate barrier.

3.3.3 Water Column

Another potential barrier to the migration of radionuclides from subsea geologic formations to man is the water column. Some of the water at the bottom of the ocean basins is believed to have been at those great depths for thousands of years, and is thought to move in a very slow, uniform, plate-like manner. The age of these deep water masses, and their horizontal and vertical advection and dispersion characteristics,

---

[1]) *Sedimentation rate = 1 m/10^6 yr*

[2]) *Assume: Homogeneous sediment column = 30 m*
Total solubilities of waste forms = 333 yr
No effects from heat, chemical gradients, competitive ions, or dispersion.

need to be known (1) to allow estimates of the barrier properties of the water column and (2) to allow evaluation of benefits and consequences of dilution and dispersion of any radionuclides inadvertently released. Models must be developed to predict transport rates and concentrations for different repository locations and accident scenarios.

Also, the possible role of the biological community in transporting accidentally released radionuclides back to man must be determined. These studies must be for both deep and shallow-water organisms, in order that all release scenarios may be addressed (port facilities, transport to site, and emplacement). Somatic and genetic effects on biota must also be quantified.

3.3.4 Benthic Boundary Layer

The benthic boundary layer (BBL), defined as the mixed layer ≈ 50 m above the sediment to the bottom of the bioturbated area ≈ 1 metre below the sediment/water interface, was found not to be a barrier to the migration of nuclides.

3.3.5 Basement Rocks

Basaltic rock underlying the plastic sediments could be an additional barrier to migration of radionuclides back to man. The seabed program to date is only monitoring research supported by the National Science Foundation through the International Program of Ocean Drilling, and relevant work by oil companies on the structure and barrier properties of these rocks. If the sediments are found inadequate as barriers, the barrier qualities of the basement rocks will be assessed. This evaluation will include thermal, mechanical, and chemical responses of the rock to heat, radiation, and intrusion by man; the behavior of interstitial fluids, both natural and induced; the sorption and ion migration properties of the rock formations, and the selection of sites at which these parameters are optimized.

3.3.6 Waste Form

Both repackaged spent fuel and processed HLW are considered. However, studies of packaging techniques and waste forms for both wastes must remain dormant until detailed information on the environment in which they must survive is acquired. Baseline characteristics for other sections of the program are the thermal, mechanical, and radiative properties of 10-year-old glassified (≈30 % by weight radionuclide oxide) HLW in a geometry of 0.3 m dia. and 3 m long. Fuel elements could be repackaged in this "reference" canister, but will probably be packaged in different geometries. Since repackaged spent fuel

rods contain fewer fission products than does a similar volume of processed HLW, the energy released in the first 300 years will be smaller, thus making the critical early-time containment problem easier. Sediments which are hot (over 200° C) and moist are known to be a very hostile environment for glass materials; therefore the main thrust is to protect the waste form in early years by use of a canister and by control of the surface temperature of the waste by either aging or decreasing the amount of radionuclides in the canister. Several options are available for reducing the thermal problem. Similar disposal technology could be used for low-level and TRU wastes; however, economics may make such a course impractical.

When the near-field environment has been characterized, a program will be initiated to design a waste form (if reprocessing is acceptable) or an overpack (for spent fuel) compatible with the sedimentary geologic environment. Possible criticality problems arising after disposal of spent fuel, and migration of fissionable material after canister and waste-form breachment, will be addressed when the necessary data are available.

3.3.7 Canister

The useful life of an emplaced canister will depend on several factors: (1) the nature of the waste form and its compatibility with the canister; (2) compatibility of the canister with the external environment (either natural or modified); and (3) the mechanical integrity of the canister under the stresses of radiation, heat load, and the deep ocean environment. The expected lifetime will determine whether a canister will be useful only as part of a shipping container and emplacement package, or in addition will act as a barrier to the migration of radionuclides to man's immediate environment for some finite period.

For calculational purposes it is assumed that the canister and waste form will act only as temporary barriers and will cease to be effective shortly after emplacement. However it is hoped that a canister will be developed that would remain intact through the initial heat period (~300 years). The canister could be used either for spent fuel or for reprocessed HLW from the uranium and plutonium recycle option.

3.4 Emplacement

Sediment emplacement alternatives are shown in Figure 1. Data are not available that are needed to specify sediment types and emplacement depths for radionuclide containment over the periods required. Therefore only concepts for possible emplacement methods have been developed.

The first two concepts illustrated in Figure 1 use penetrometers for waste emplacement in the sediments. In the first case,

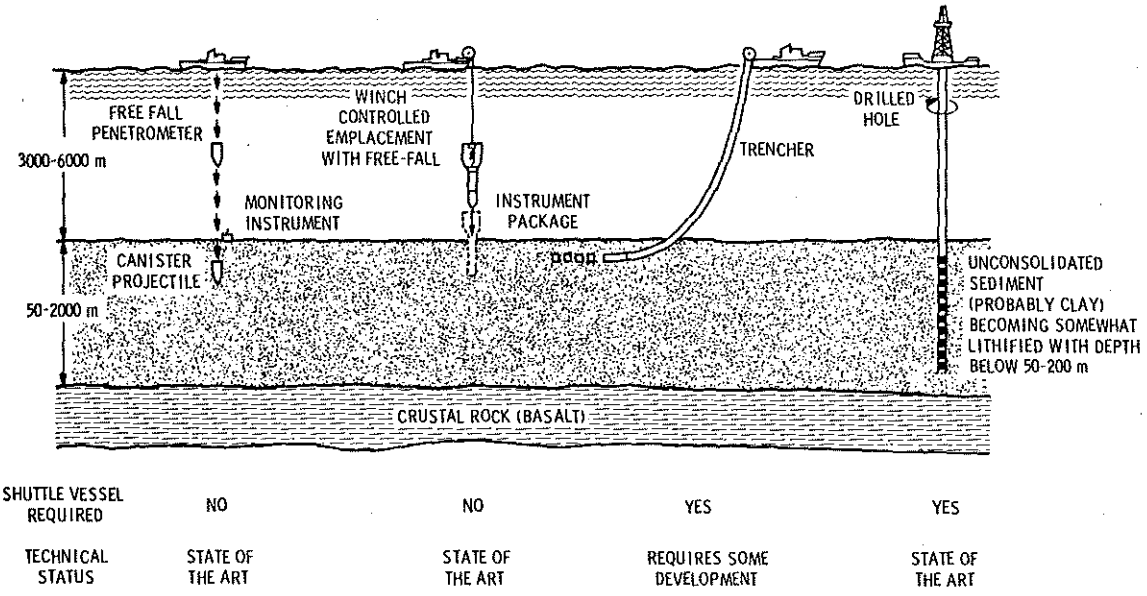


Fig. 1: Sediment Emplacement Concepts for Seabed Isolation

the penetrometer is released from the ship and guided to an emplacement location. In the second case the penetrometer is lowered by a cable to a predetermined depth and then released. These ship-launched penetrometer concepts place the fewest technical demands on the transport/emplacement vessel.

Present navigational techniques would allow guidance of the ship and the penetrometer to within metres of a desired spot. The winch-controlled penetrometer concept employs techniques in current use by marine geologists. Either penetrometer method could emplace waste to the same depth in the sediment since the winch-controlled penetrometer would be released at a height above the sediment sufficient to allow near-terminal-velocity free-fall impact. If additional sediment depth is needed, either concept could be modified to obtain higher velocity and deeper penetration.

Laboratory and field testing will be required to confirm the penetrometer emplacement concept.

The trenching concept, which may be feasible if a few meters of burial are adequate for containment, would require some engineering development. The basic techniques are similar to those used in deep-sea drilling and near-bottom survey systems, or the burial of oil and gas lines or cables. However, the ability to feed waste canisters to a slowly moving sub-bottom "plough" does not exist. Because of the time required to deploy

or recover a trencher or "plough", it appears that this concept would require one vessel to carry the waste from land to the disposal area and another for actual emplacement.

Drilled-hole emplacement would use existing technology (D/V Glomar Challenger). Positioning capability is again within a few metres (as with the penetrometer). Because of the time required to drill each hole, this concept would probably require that many canisters be emplaced at each location. For efficiency a separate vessel would be required to carry waste to the disposal area.

The reference sediment emplacement method for this document is the penetrometer. This choice is based on preliminary data indicating self-induced hole closure following dynamic emplacement, the lack of need for a separate shuttle vessel, and the technical state-of-the-art of this emplacement alternative.

Assuming continued concept feasibility, engineering development of specific emplacement techniques will be required.

3.5 Transportation

It is assumed that solidified HLW or spent fuel will be transported by land to an embarkation port which is on an existing government facility. The need for waste storage at the port would depend on the scheduling of overland waste shipments and of the transport ship. Interim storage at the port could be in a water pool or in shipping casks, and is expected to last a maximum of a few months, during which time the canister will be fitted with penetrometer equipment.

After having been loaded on the combination transport/emplacement ship, the waste, packaged in a specially designed penetrometer container or overpack, would be transported to the disposal area by a route planned to minimize risks to the general population and environment and to avoid interference with ongoing marine activities (fishing, traffic in shipping lanes, etc.). The waste would be cooled and shielded aboard ship using known methods.

Each canister's position in the sediments would be documented (for example, each canister might contain a simple passive interrogatable transponder). Monitoring techniques for the disposal area would be developed to insure that system performance is as predicted.

3.6 Retrievability

Retrievability has not been designed into the system (though obviously during the experimental period all emplaced radio-

active material will be either retrieved or designed for retrievability). Waste canister recovery from any of the four emplacement schemes is possible with existing ocean engineering technology but is estimated to be costly. Relative ease and costs of retrieval for the four seabed emplacement options scale directly as the engineering costs and difficulty of emplacement.

3.7 Legal Issues and Political Problems

It is against U.S. law to dump HLW or spent fuel in the ocean. Internationally, the legality of dumping of HLW is much less clear. Since the seabed concept does not involve dumping, but guided emplacement of the waste into subseabed geologic formations, the legal status of the concept is in doubt. Preliminary studies indicate a very complex and still-evolving picture in both the national and international arenas. When legal issues can be supported by positive research and development data from ongoing technical and environmental feasibility programs, they may be brought more completely into focus, and will have to be resolved at that time through national and international political processes.

4. Existing Data Bases

4.1 Site Selection

Application of the previously discussed selection criteria to the ocean regimes resulted in identification of generic study areas: mid-plate gyre (MPG) regions. The data base consists of the following elements.

4.1.1 Tectonic Stability

Current understanding of seafloor evolution is based on a model of "plate tectonics", in which a number of crustal plates slowly move over the planet's surface. Figure 2 shows the earth in cross section and identifies the different regimes. Both the direction and speed of plate motion are predictable (Figure 3). Plate boundaries can be areas of crustal destruction where the edges of plates are thrust over or under other plates, or they can be areas of construction where, if the earth's diameter is to remain constant, new crust must be made at a rate equal to the destruction rate, or they can be areas where plates slide against each other without destruction or creation of crustal boundaries. These areas are all characterized by their high tectonic activity (Figure 4) /1/.

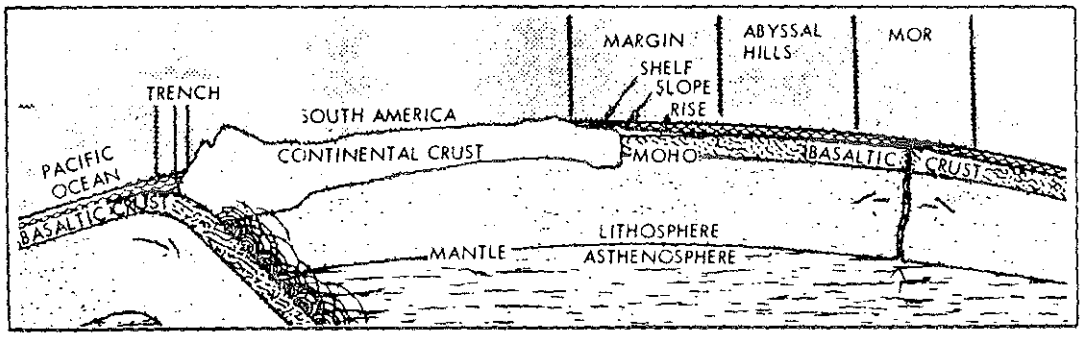


Fig. 2: Cross Section of Earth's Crust Showing Tectonic and Geologic Behavior (MOR: midoceanic ridge)

Since the "conveyor belt" of the formation and destruction of continental topographic features begins with erosion from high elevations above sea level and deposition on lower elevations (including the sea floors), with solidified sediment deposits later uplifted so that erosion can begin again, areas with the greatest uniformity and predictability will be those where uplifting will not occur again for millions of years and where deposition is continuous and uniform.

4.1.2 Environmental Stability

In addition to the slow movement of the brittle crustal layer across the planet, there are two fluid layers covering the earth which have a profound effect on the stability of any location on or near the surface of the crustal layer. These layers are the air and water masses over and in the ocean; on land the equivalent layers are the air and surface water. These two layers help to sculpt the face of the earth as we know it, mainly through erosional processes on land and depositional processes in the ocean.

Since all geologic and environmental processes are dynamic, the areas where these processes are least active will have the most predictable stability. In the ocean regime, the areas least affected by movement of the water and air (modified by changing seasons, changing climate, ice ages, etc.) are in certain central basins. This assertion is supported by samples from the sediment column beneath the gyre hubs, which show minimal changes in the depositional patterns or in the temperatures of overlying surface waters, even during the climatic extremes of an ice age. Areas (indicated by O) showing minimal or no changes in temperature during the last glacial cycle are shown in Figure 5.

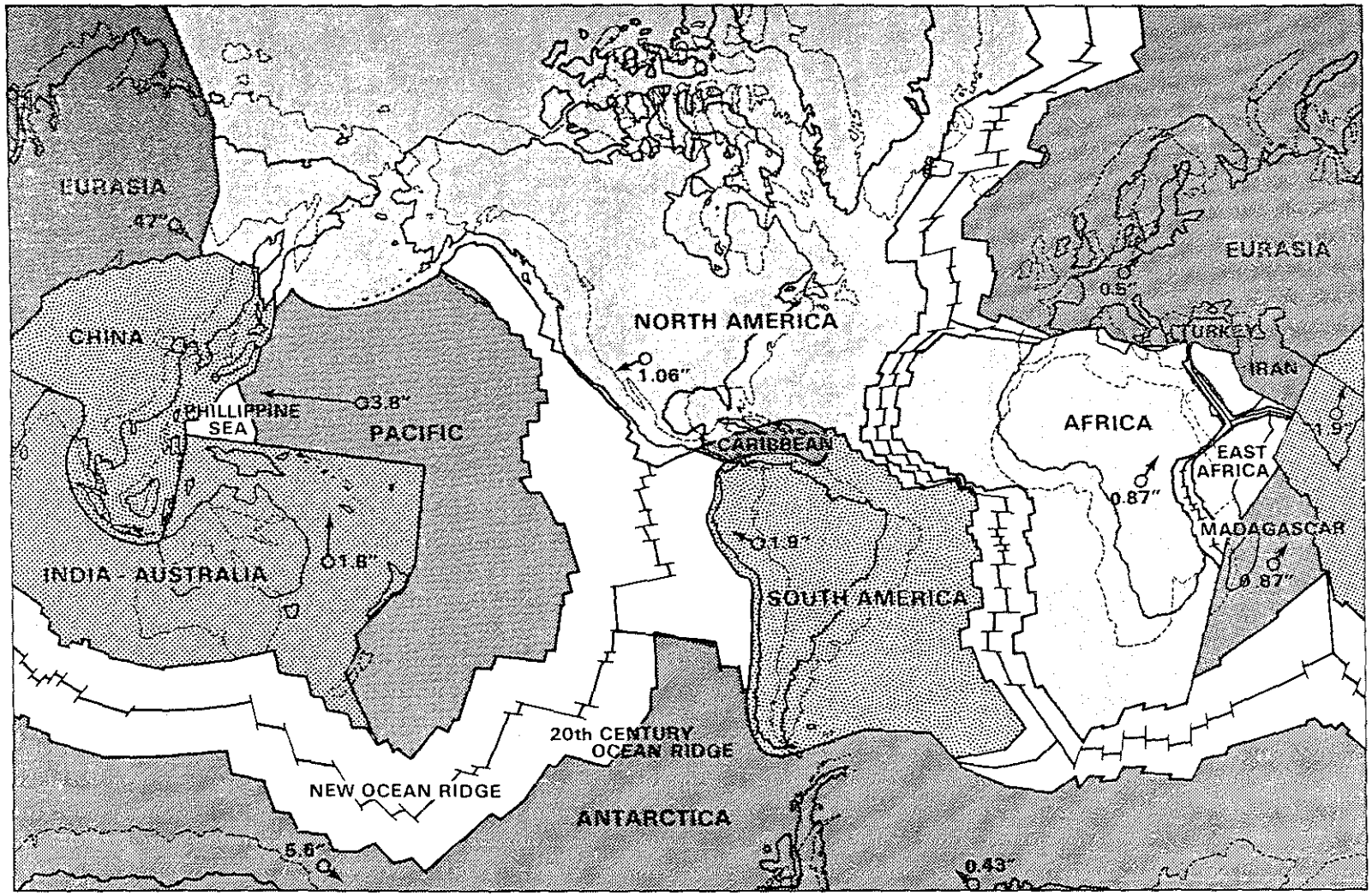


Fig. 3: Crustal Plate Motion. Dashed lines show where continents were millions of years ago. Arrows indicate current direction of plate motion. Numbers indicate current rate of movement, in inches per year.

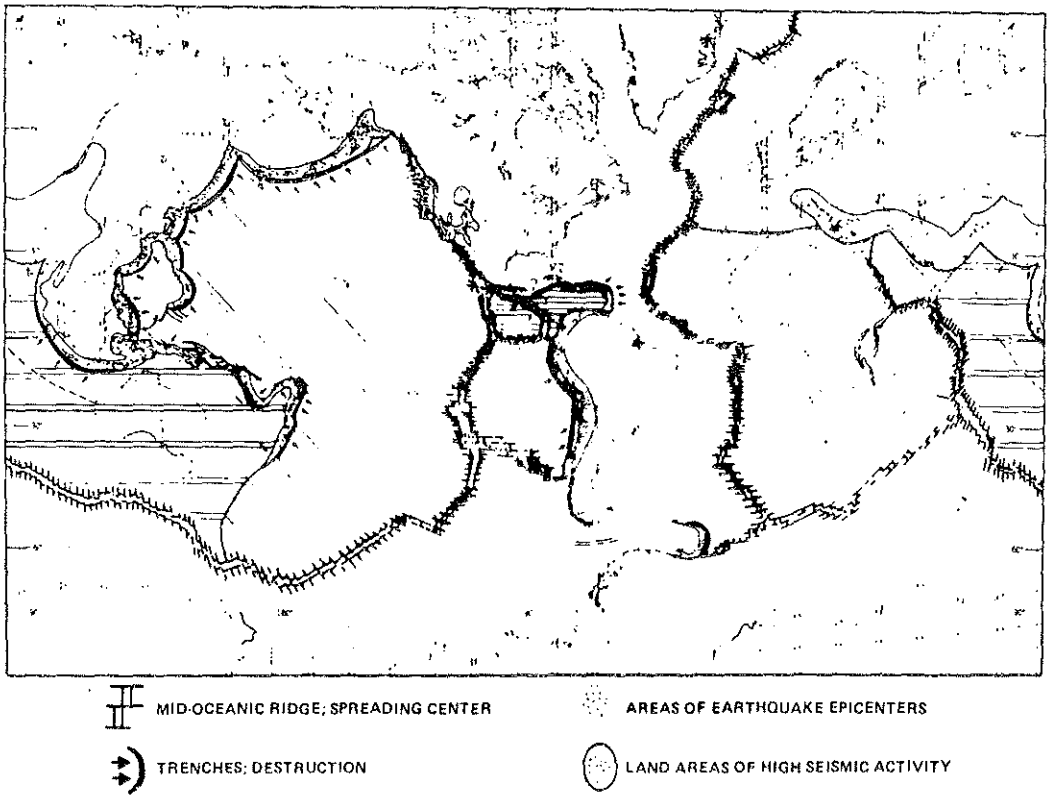


Fig. 4: Identification of Crustal Plates, Indicating Spreading Centers (▨), Trenches (heavy solid lines), and Earthquakes (dotted areas)

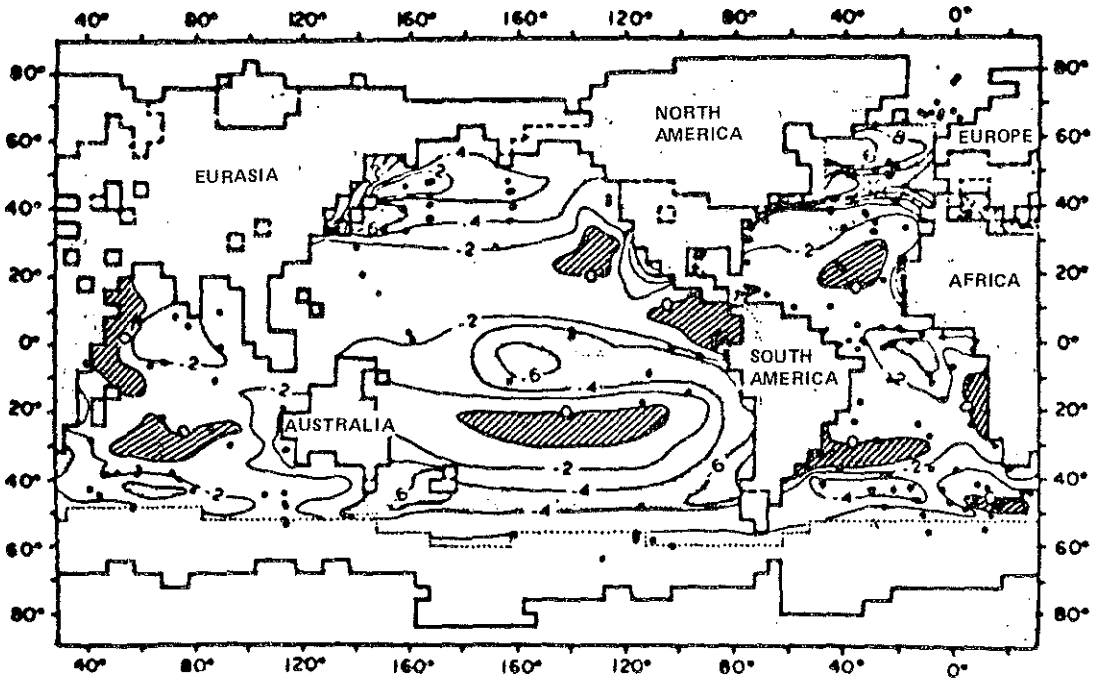


Fig. 5: Areas of No Temperature Change During Last Glacial Cycle (▨ = zero gradient)

On the basis of these and other criteria, two study areas for the seabed program have been chosen in the central North Pacific /1/. Both are in the same mid-plate/mid-gyre area, but are about 700 km apart to allow assessment of lateral continuity of seabed properties.

4.1.3 Resources

Important resources available from the ocean include hydrocarbons, food, fertilizer, sand, gravel, and heavy minerals and metals. Around the shores of almost all land masses, and associated with diverging and converging surface currents, are zones where nutrients are especially abundant. At these locations, the ocean supports an enormous amount of plant and animal life (Figure 6). However, as these waters move in age-old patterns away from the nutrient supply areas into the open ocean, the nutrient-laden organisms die and sink, leaving the surface waters barren. The benthic regions below such areas are marine deserts more devoid of life than the Sahara.

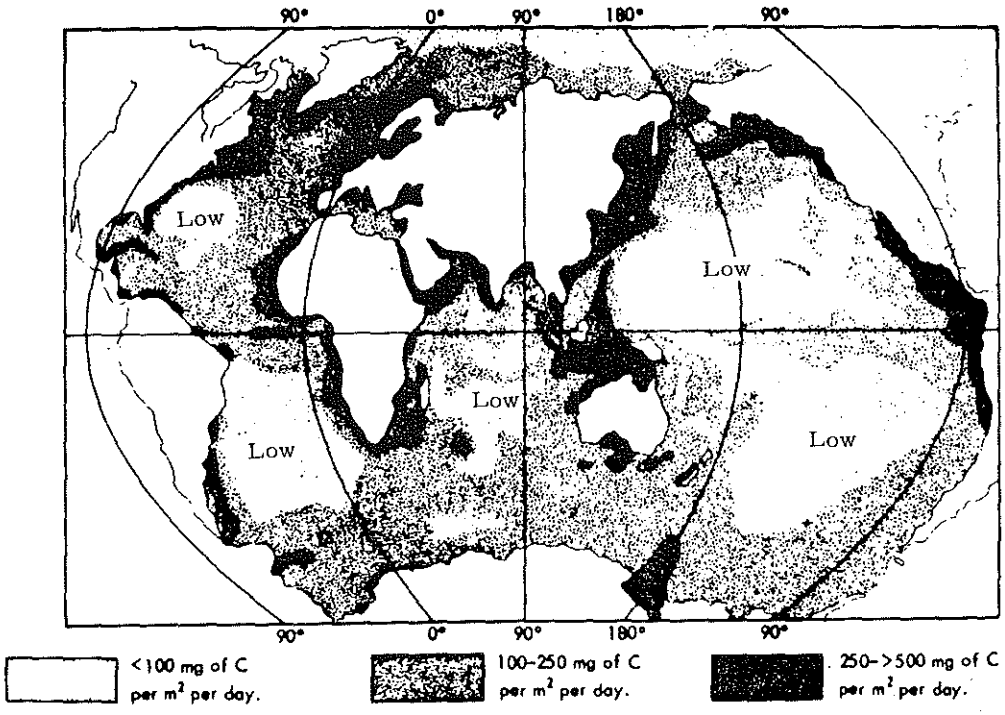


Fig. 6: Areas of Low Surface Biological Productivity

Hydrocarbon resources are found on the continental shelves and in other areas having great sediment accumulations. On the abyssal hills of the ocean floor in the mid-plate regions, however, the only known mineral resources are manganese nodules, found over much of the very deep (>5 km) ocean floor. In general, nodules having immediate commercial interest because of their high cobalt, nickel, and copper content (Figure 7) are limited to areas of the deep ocean floor that underlie surface waters of intermediate biological productivity, and that are characterized by sediments containing appreciable siliceous ooze. Because of the large reserves of low-grade ores on land, the likelihood is extremely remote for future mining of nodules low in copper, nickel, and cobalt, such as those from mid-gyre areas /1/. Because of the slowness with which the sea floor changes in relation to the resource-controlling processes of the ocean surface, the present distribution of resources can be predicted to continue for millions of years.

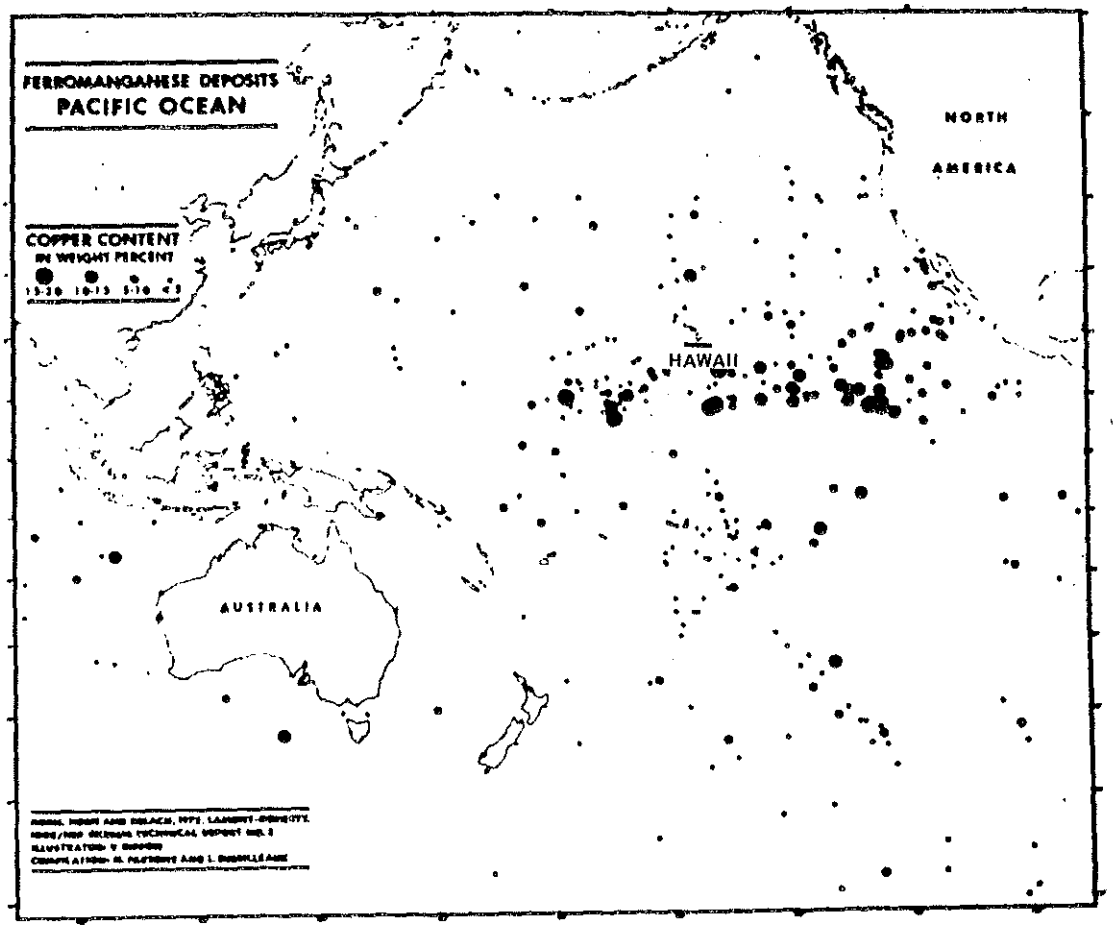


Fig. 7: Copper Content of Ferromanganese Deposits of the Pacific Ocean. Chemical analyses reveal a broad band of nodules rich in copper south of the Hawaiian Islands.

4.1.4 Predictability

In considering the suitability of subseabed sediments as a repository for long-lived wastes, predictability is a most essential criterion. This criterion applies not only to the ability to predict the future, but also to the ability, by extrapolation from local measurements of the physical, chemical, and mechanical properties of the medium, to extend these properties over wide areas horizontally and vertically.

Regarding prediction, there is concern about the possibility of distortion of the environment by earthquakes, faulting, or volcanism, or by gross changes in sediment deposition, either through massive new depositions that may result from turbidity currents, or through erosion caused by an increase in bottom current activity.

Mid-plate abyssal hill areas are not characterized by large earthquakes or the catastrophic turbidity currents which carry coarse sediments to the abyssal plains. Mid-plate/mid-gyre (MPG) sediments deposited over the past 30 to 40 million years (represented by available 10 to 13 m cores) show uniform deposition. The sedimentary layers do not appear to be folded or faulted on the scale of tens of metres, which is the limit of resolution of present surface-deployed reconnaissance profiling instruments /1/. Near-bottom profiling techniques have much better resolution. These tools, coupled with the acquisition and analysis of sediment cores, allow a detailed, three-dimensional profile to be developed of study areas of interest.

Data from numerous short (10 m long) sediment cores taken in valleys and on tops of the very low rolling hills indicate extreme lateral coherency of accumulation. This extends over 6000 square nautical miles, with the hilltops accumulating at a lesser rate than the valleys. The continuity of chemical gradients and stratigraphic data in cores indicates an uninterrupted accumulation of sediment for at least 30 million years. Major world climatic changes (ice ages) have not caused major changes in these conditions; the postulated coherence and predictability still stand. The only event that appears to have altered this geologically tranquil environment over the millenia is a periodic dusting of small (micron-sized) wind-blown ash particles from volcanoes far upwind of the study area /1/.

The increase of silicon and aluminum toward the sediment-water interface and an increase in manganese and iron with depth reflect an change from a regime dominated by locally produced precipitation and influx of oceanic volcanic material to a wind-blown continental material characteristic of present non-ice-age conditions.

To establish that a region has undergone no damaging perturbations for tens of million of years requires the most careful analysis of a continuous sedimentary record of longer cores, commencing with the present. For the MPG-1 region, this became possible when the giant piston core GPC-3 was obtained in 1976.

GPC-3 is a sediment sample 11.4 cm in diameter and 24.5 m long, brought up from the central North Pacific. Another core from the same site, called GPC-2, is a bulk sample of deep smectite clay from about 30 m below the sediment surface /1/.

Data obtained from GPC-3 have been analyzed and integrated with earlier short (10 to 13 m) core information plus historical data, to yield several observations and conclusions /1/:

- Studies of the magnetic properties of sediments from GPC-3 and other cores in the MPG-1 study area show consistent core-to-core variations even though the integrated accumulation rates vary by a factor of two within this area of 6000 square nautical miles /2/. The long-term stability of the patterns suggests that inertial or tidal currents, rather than advective bottom flow (which probably has varied over geologic time) exert the greatest influence on the deposition of fine sediments.

- There is a great similarity in depositional features between the MPG-1 and MPG-2 study areas, suggesting that sedimentation on the plate beneath the central North Pacific gyre has been continuous and predictable for tens to hundreds of millions of years.

- Most of the mineralogic variations seen in GPC-3 can be accounted for by a combination of north-northwest plate motion (from a position at about 5 degrees north to its present location at 30 degrees north) through regions having differing sediment origins, temporal and spatial variations in wind and current directions, and variations in wind-blown transport of continental and volcanic debris.

- For 70 million years MPG-1 has been below the calcium carbonate compensation depth; i.e., below at least 4000 m of water.

- Judged on the basis of ichthyolithic stratigraphy (fish teeth zonation), the age of the oldest (bottom) section of the GPC-3 core is about 75 million years. (This type of stratigraphy has error bars of the order of 4 to 5 million years.)

- Detrital remanent magnetization results from GPC-3 provide a detailed chronology consistent with ichthyolithic stratigraphy. Taken together, magnetic and biostratigraphic data indicate that for the past 70 million years at MPG-1, sedimentation has been continuous and slow (0.2 m to 0.3 m per million years). Rates increased considerably, however (to over 2 m per million years) as the supply of wind-blown continental material generated by ice-age glaciations increased 2 or 3 million years ago.

- Glacial stages have had no deleterious effect on the MPG-1 environment.

Once it has been demonstrated within reasonable doubt, from cores and preliminary acoustic data, that an area meets criteria with respect to its suitability as a possible repository site, it will then become necessary to determine whether a sufficiently large area has continuous properties and a uniformly characterized sediment cover. A method is needed to reasonably verify "continuity" from one core site to the next.

Extensive progress has been made in the last decade in perfecting the technique of continuous subsea-bottom acoustic profiling, using the excellent propagation characteristics of compressional waves in water and in the underlying water-saturated sediments. This technique allows definition of the acoustic character of the sediments in any water depth, from the surface of the seabed to the top of the basement rock, which may be as much as 5 to 10 km below the ocean floor.

Acoustic profiles from mid-plate regions characteristically show one or more sub-bottom reflecting horizons; some lie within the penetration range of piston cores. To demonstrate that any study site has been affected by the same processes in space and time, cores must be taken through the reflectors to identify the reflecting horizons, and to ensure that when the reflectors are traced acoustically across the basin, they correspond to the same sediment horizons. Development of this method of basin-wide extrapolation, combining acoustic profiles with long cores containing undisturbed environmental records for 10^6 to 10^7 years, is critical to final verification of an extensive area as a suitable repository site.

Initial assessment of the sediments in the Pacific (MPG 1 and 2) and the Atlantic (MPG-3) study areas was begun several years ago and was completed in 1977. However, many additional data are needed before satisfactory demonstration can be completed. Further analysis of data from MPG-1 and 2 during the past year reveals the following:

- No large-scale faulting (tens of metres in vertical displacement) has been discovered in any area covered by acoustically penetrable sediments.

- The region between 158 and 159 degrees west and between 20 and 31.5 degrees north (≈6000 square nautical miles) is relatively uniform acoustically, with profiles showing an even blanket of 30 to 50 m of sediment containing one continuous sub-bottom reflector at about 10 to 12 m in depth. This appears to be the most homogeneous sub-portion of the MPG-1 region.

- Acoustic profiles taken east of 158 degrees are much more variable, with reflectors more discontinuous, rougher topography, and possible basement out-crops.

- Further assessment of lateral coherence will have to await closer-spaced track coverage from surface ships and detailed near-bottom acoustic surveys augmented by a number of long piston cores.

Data from MPG-3 indicate no large (1^{o} square) areas that meet the above-stated criteria, but one site 1/2-degree square has been identified for additional study.

4.2 Radionuclide Containment

4.2.1 Near-Field/Canister/Waste-Form Interactions

Assuming for calculation purposes that the sediment matrix is rigid (although in fact the sediments are plastic), initial calculations and laboratory experiments indicate that the thermal field around a container can be calculated by assuming only conduction. This assumption allows for a set of parametric calculations which provides guidance for both canister and waste-form studies as to size, amount, and concentration of waste. Again assuming a rigid matrix, the induced movement of pore water within the sediments driven by a nondecaying point heat source of 5 kW over 1000 years is 350 cm. For a decaying point heat source over the same time the pore water moves only 32 cm /1/. From these calculations it is obvious that in these very impermeable red clay sediments, if they do not deform, thermally induced radionuclide movement is small.

Studies have been initiated to quantify changes induced in the sediments by heat and radiation. Both laboratory and in-situ experiments are required to assess changes in the chemistry of pore waters and in sorption properties of the fine-grained sediments. In any case, the area heated to a relatively high temperature will be small and is considered part of the near-field system. The important data needed are those that directly influence the effect of the canister and waste form on the sediment barrier.

4.2.2 Far-field Ion Transport Through Sediments

From literature and supplemental laboratory data, the four sediment types (hemipelagic, red clay, calcareous ooze, and siliceous ooze) have been ranked using measured batch sorption coefficients /1/. The sorption coefficients for several ions in the four sediments have been found to vary by less than a factor of 10. These are listed in Figure 8 and are identified by their respective amounts of contained $CaCO_3$. Of the two critical parameters for ion migration (sorption and permeability), the data in Figure 8 indicate that sediment sorption is quite invariant and thus the less important when used to rank sediments. Data on relative permeabilities are not yet available.

The oxygen content of these red clays in the mid-plate/mid-gyre areas is in all cases greater than zero, and the organic carbon content less than 0.2 %. In deep smectite clay layers, the or-

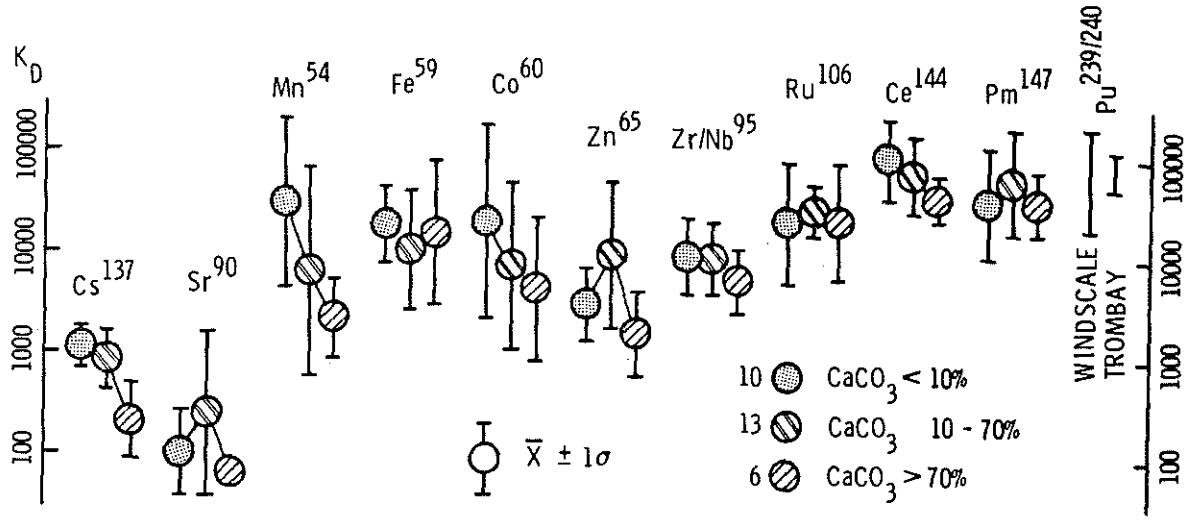


Fig. 8: Sorption (Distribution) Coefficients for Silts and Clays. Data obtained for Pu-239/240 in sediments from the Windscale (UK) and the Trombay (India) reprocessing plants.

ganic carbon content approximates 0.017 %. From this information, it is assumed that organic chelating (complexing) will be minimal, and therefore the effective sorption coefficient (K_d) of the sediments will remain high. This, however, must be experimentally verified.

4.2.3 Canister

Because marine corrosion is such a significant problem, many detailed studies of corrosion have been conducted and documented. A large data base is available on low-temperature (up to 25° C) marine corrosion, but very little is available on high-temperature (over 25° C) investigations. The expected high temperatures of actual buried wastes make a high-temperature corrosion program mandatory.

Literature surveys have been conducted and data compiled on corrosion information for most alloy systems in hot (up to 200° C) brine and seawater; aluminum alloys, copper alloys, low-strength steels, stainless steels, nickel-based alloys, and titanium alloys. Very little pertinent information was gained.

Short-term corrosion rates at 200° C in seawater and wet sediment have been determined for five alloys. Rates ranged from 0.146 mm/yr for 1018 steel to 0.012 mm/yr for 3046 stainless steel and 0.004 mm/yr for Inconel 600. Initial estimates are that metal canisters can be built which, when the water/canister interface temperature is kept below 200° C, will last for

the several hundreds of years of isolation needed for the high heat period /1/.

4.2.4 Waste Form

No research and development studies are under way at this time as part of the seabed investigations. However, studies are being made under DOE's Waste Management program, and their results may be applicable to seabed purposes. As the seabed effort advances, studies will be initiated which will allow development of a waste form especially suited to the sediment environment.

4.2.5 Water Column

The balance between rising and sinking water masses plus the age of bottom water in the great basins indicate that 100 to 1000 years are needed for the movement of dense water from the regions of its formation in high latitudes to areas where this water is returned to the surface layers. Deep-current measurements (100 m off the bottom) for a 19-month period at MPG-1 indicate a mean current velocity of 3 cm/sec. These figures suggest geologically rapid dispersal of dissolved nuclides throughout the oceans. In addition, the biological community may provide mechanisms for transporting radionuclides either laterally or vertically. Therefore studies must be undertaken to evaluate these mechanisms, including the development of models and the acquisition of data regarding the standing crop, turnover rates, and radionuclide concentration factors, to make possible the prediction of radionuclide transport back to man. The genetic and somatic effects of radionuclides on the ocean biological environment must also be assessed.

For the reasons given, the water column is likely to be a poor barrier for large quantities of nuclides but would provide a mechanism for delay and dilution of nuclides inadvertently released in smaller amounts, such as might occur in transportation accidents.

A diagnostic model for nuclide transport through the water column does not exist and may be unattainable. Stochastic models, however, may permit integration of effects resulting from simple bulk diffusion and advection, as well as from more complex internal motions in the water column.

4.2.6 Rock

The basaltic rock underlying the deep ocean sediments is the least understood of the potential disposal settings because of the paucity of observations on its bulk properties. However,

recent developments both in the field (by the International Program of Ocean Drilling and by several foreign agencies) and in the laboratory provide information on the basaltic crust and relevant processes there.

Initial results from the Deep Sea Drilling Project and from observations of segments of oceanic crust that have been thrust above sea level (in Oman, for example) indicate that the basalt is overlain by limestone or shale, grading to compacted sediments. The upper several hundred meters of basalt consist largely of lava pillows with some sills and layered sediments. The highly fractured nature of the pillows (resulting from thermal contraction as they cooled) and the existence of channels and cracks between them produce a bulk permeability that is orders of magnitude greater than would be inferred from examination of fist-sized basalt specimens. Hydrothermal systems of recirculating seawater identified in areas of newly formed basalt indicate that the upper rock layers are unlikely to constitute an effective barrier to waste migration. Deeper portions of the basalt layer are more monolithic but still fractured. At present, no data exist on the bulk permeability or rate of migration of seawater through such rocks. The oxygen isotopic composition of deeper basalt specimens indicates that they have exchanged oxygen with seawater, but the rate at which this occurred and the duration of the reactions are unknown.

4.3 Emplacement

Since the task of emplacing a waste canister in the sediments has only begun to be addressed, a few preliminary calculations and laboratory experiments regarding one phase of the penetrometer emplacement concept are all that have been made. These early studies suggest that when an object has penetrated the sediments to a sufficient depth, restraining forces in the sediments will cause the hole to close at some intermediate point. From that closure point to the surface, however, the hole will remain open for longer periods until filled by other natural actions. Initial laboratory experiments support this observation, but much additional work, including more laboratory experiments and the determination of dynamic and static sediment material properties, will be necessary before the closure mechanism can be completely understood.

4.4 International Seabed Program

The radioactive disposal programs of most countries are focused on investigation of geologic formations on land as possible containment media for nuclear wastes. However, in recent years, several countries have initiated programs to investigate use

of geologic formations in the subseafloor[1]). Beyond the technical advantages and disadvantages involved, use of the international seabed for radioactive waste disposal raises social, economic, political, legal, institutional, and ethical issues.

The technical aspects of seabed disposal are being addressed on an international level via a series of international workshops. Results of the first three of these workshops are contained in reports by the workshop managers /6/.

An international Seabed Working Group (SWG) has been created, with a membership including France, Japan, the United Kingdom, the United States, and Canada. The goals of the SWG are to (1) provide a forum for discussion, information exchange, assessment of progress, and planning of future efforts, (2) encourage and coordinate cooperative research vessel cruises and experiments, (3) share important facilities and test equipment, and (4) maintain cognizance of international policy issues.

4.5 Legal and Political Issues

Implementation of HLW disposal in the deep seabed is far enough in the future that many current legal and political trends could change. However, it is not too early to identify important problems, so that developments can to some degree be foreseen and guided.

The use of subseabed disposal will be governed by a complex network of legal jurisdictions and activities on both national and international levels. The U.S. Marine Protection, Research, and Sanctuaries Act of 1972 (the Ocean Dumping Act) bans subseabed disposal of HLW and strictly regulates other radioactive substances, although implementation of a subseabed disposal program for non-HLW is now possible under EPA's ocean disposal permit program. Subseabed disposal of HLW would, however, require a complete review according to NEPA, major public participation, and compliance with EPA general radiation standards and NRC licensing criteria, as well as with all NRC, DOE, DOT, NOAA, and Coast Guard transportation rules.

Since 1970, the laws and policies of many countries have reflected growing environmental awareness; laws on water and marine pollution control, general environmental protection, waste management, and radioactive substances are increasing. Countries with nuclear power programs are formulating legal structures to deal with these problems, but at present the structures are inadequate for effective regulation and enforcement.

) *In addition, several nations have formerly dumped or are still dumping low-level solid and liquid wastes into the oceans.*

The London Convention of 1972, a multinational treaty on ocean disposal, addresses the problem of dumping of low-level and TRU wastes at sea /7/. This treaty is currently being revised to deal more specifically and completely with the problem of dumping low-level and TRU wastes. This treaty, however, does not address the controlled disposal of high-level wastes or spent fuel into geologic formations beneath the ocean floor.

Subseabed disposal offers the important political advantage of not directly impacting any nation, state, or locality. The importance of this advantage will be determined by the outcome of burgeoning opposition to local siting of disposal facilities.

The primary political disadvantage of subseabed disposal is its possible perception as an ecological threat to the oceans. If national publics, governments, and international agencies view such disposal as merely an extension of past ocean dumping practices, final use will be difficult if not impossible. However, if this option is understood as involving disposal in submarine geologic formations that have protective capacities comparable to or greater than similar formations on land, opposition may be less.

5. Waste Handling and Treatment

5.1 Spent Fuel Reprocessing

It is assumed that during seabed studies, a criterion for optimization of the waste form will be developed from properties and parameters of the sedimentary barrier acquired in other sections of the program. If reprocessing is the accepted option, the waste form will be designed specifically for the geologic disposal medium; size, waste concentrations, waste matrix, etc., may be specified after appropriate study. It is assumed that the resulting optimized waste form will be placed in an appropriately designed container at the reprocessing plant.

5.2 Repackaging of Spent Fuel

If disposal of spent fuel is the accepted option, criteria developed from optimization of the properties and parameters of the sediment barrier will be used as a basis for optimizing the overpacking of the spent fuel rods. A material which is incompressible, has good thermal conductivity, and is compatible with the sediments will be chosen. It is assumed that overpacking will be done at the central plant.

No conceptual designs are under way at this time.

5.3 Storage at Plant or Dock

Storage of solidified HLW or overpacked spent fuel at either the waste processing plant or the dock will be in a cooled and shielded facility, using existing spent-fuel storage technology. The maximum expected storage time at the port facility would be a few months.

No conceptual studies are under way at this time.

5.4 Land Transportation

It is assumed that the concepts and data developed in land-based repository studies for the transport of spent fuel or waste will be applicable to transport of high-level waste to the port facility (see Appendix N of Ref. 8).

5.5 Ocean Transportation

For the reference penetrometer system it is anticipated that the waste, packaged in a specially designed penetrometer container or overpack, would be placed in storage aboard the combination transport/emplacement ship, and would be transported to the disposal area by a route designed to minimize risks to the general population and environment, with minimal interference to other ocean activities (fishing, shipping, recreation, etc.). It is expected that acceptable sites can be identified in both the North Pacific and North Atlantic.

Load weights of 7500 tons (300 25-ton transportation casks or 750 10-ton penetrometers) are well within the capabilities of present-day ships, some of which are built in the 400,000 ton dead-weight class. The transport ship could travel a 6000 nautical mile (11,100 km) round trip in about 25 days. With allowance for loading, unloading, fueling, bad weather, maintenance, etc., a net average trip requirement of 90 days is believed reasonable. A total of 3000 penetrometers per year per ship could be emplaced. The dock facility could handle three ships, for a total of 9000 canisters per year.

While being loaded onto the ship, waste canisters would be fitted with locating devices and recovery mechanisms. The location devices would be designed for a 5-year operational life and would, upon activation, continuously identify the position of the waste container. Once emplaced in the subseabed sediments, each canister's position would be documented by instrumentation on a second ship.

No conceptual designs have been completed. However, rudimentary assessments have resulted in the conclusion that waste canisters would be loaded onto the ship under water through an open-

ing in the ship's side and emplaced through a port in the ship's bottom to minimize risks of worker exposure.

6. Risks and Environmental Impacts

The knowledge does not yet exist that would allow a quantitative assessment of the risks and impacts for man and for the near and far ocean environments. However, an attempt is made below to identify the larger problem areas and to qualitatively estimate their impacts and risks for the reference repository system.

6.1 Land and Sea Transportation

During the operational period (through emplacement), probable accidents are primarily transportation-related. Potential risks during ocean transport chiefly concern the release of waste to the water column and hence to the biology of the ocean. The maximum risk would be posed by the sinking of the transporting ship or by loss of waste canisters overboard. Natural events which could cause similar accidents are tsunamis (great sea waves caused by submarine earthquakes or volcanic activity - usually much more dangerous in shallow waters than in the deeps), typhoons, or hurricanes. Other potential initiating events include explosions, collisions, or running aground.

Techniques that could be used to reduce the likelihood of accidents include double-hull ship construction, minimum use of standard shipping lanes, and the use of redundant advanced navigational aids. Early warning systems for tsunamis are currently operational, and with present weather prediction capabilities and satellite monitoring systems, typhoons and hurricanes can be avoided by moving the ship out of their paths. It is worth noting, however, that even an accident such as those described would not result in immediate release of radionuclides to the ocean because the canister and waste form will be designed to survive such accidents intact.

The consequences of a release into the surrounding media depend on its location. If a release should occur over a continental margin, the consequences could be larger than if it happened on the deeper ocean. Consequences of a release on or near a continental margin would be reduced by a leach-resistant waste form, long container lifetime, minimizing travel routes over continental margin areas, and recovery of waste canisters sunk or dropped as a result of an accident. Procedures and system design alternatives that could be used to increase the probability of waste receovery after an accident include operational and system design options. The primary operational procedures that could be used to increase retrieval probability after a canister loss are appropriate route selection and continuous monitoring and transmission to a fixed base station of the

transport ship's position. System design options include the use of remotely actuated locating devices and flotation mechanisms, and a canister design specifying both a high probability of waste containment for a period of a few years and ease of retrievability from either the sea surface or the bottom. Cask-locating devices and retrievability will be designed into all phases of the transportation system in the seabed disposal program.

Environmental impacts during transport, if any, will mainly result from the fossil fuel consumed by the transport ship. The consequences of transportation accidents have not been assessed in detail but are assumed to depend upon the kind of accident and the quantities of waste being transported. Waste canisters could be cooled during sea transport by a closed fresh-water circulating system with heat transfer to the sea. Such heat dissipation is expected not to adversely affect the ocean except for a nearly undetectable local temperature rise comparable to that produced by operation of the ship itself. Fossil fuel usage for land and sea transport is estimated to be 660 l/MT (fuel)[1]).

6.2 Dock Facilities

It is estimated that the risks and environmental impacts of dock facilities (1 km^2 in area) would be no greater than those associated with surface storage and transfer facilities to be used with a reprocessing plant or spent fuel overpacking facility. (See Section 3.1.5.3 of Ref. 8.)

If the docks were located near a major population center, only a small social and economic impact would result, but a small increase in occupational exposure would be expected. Appropriate trade-offs of these risks versus the risks posed by longer land and/or ocean transport routes would have to be made before a dock location was selected.

The use of existing government facilities would further decrease environmental impacts.

6.3 Repository

The direct short-term risks to man from either an operating or completed repository in the subseabed sediments should be very small. Post-emplacement releases of radionuclides which might migrate either by direct mixing with seawater or by some un-

---

[1]) *Calculated from the first two lines of Table 6.1 of Reference 5 and normalized by the 45,625 MT/reprocessing plant indicated in Reference 5, Vol. I, p. 3.66.*

known biological pathway to man would be primarily related to inadequate containment by the sediments. This containment potential might be subject to modification by either natural or waste-induced processes. Earthquakes, volcanic action, major climatological and circulational changes, and meteorite impacts are examples of natural processes that might affect containment stability. Selection criteria used to identify the reference ocean area would minimize the probability of the first three processes; no method is known of minimizing the probability of meteorite impact other than more concentrated emplacement, which, while reducing the random target area, would correspondingly increase the source term for potential consequences of a meteorite strike. However, any meteorite impact that could penetrate 5 km of water would cause such other disasters as would make the release of emplaced radioactive waste insignificant.

Potential migration driving forces resulting from waste-induced heat or radiation effects on the sediments are temperature and chemical gradients, or stress distribution around the emplaced waste. All are being studied.

The potential consequences of far-field long-term releases from seabed geologic disposal have not been estimated. In a study based upon an unverified theoretical model, an estimate was made of the consequences of placing on a North Atlantic sediment surface the solidified HLW resulting from 12,000 GWe-yr of electrical generation by a light-water reactor. The study concludes that "even for the actinides which do not occur to a significant extent in nature, the concentrations predicted by the models are less than the natural concentrations of comparable radionuclides. The predicted maximum future levels of the fission products, most of which do not occur naturally, and of Pu-239 are comparable with current levels due to (weapons testing) fallout." /9/

Detailed design calculations showing the amount of seabed area needed for disposal do not exist, but preliminary estimates have been made. The assumptions are 0.5 MT of 10-year-old HLW or spent fuel per canister, with 100-m spacing between canisters, in a square array. The resulting emplacement density would be 50 MT fuel/km^2. At this density, the area required for the disposal of all HLW or spent fuel created by the operation of all light-water reactors in the U.S. through the year 2040 (380,000 MT fuel) is 7600 km^2, which is 0.006 % (6×10^{-5}) of the available abyssal hill area in the North Pacific midgyre study area.

The maximum thermal flux at the sediment/water interface imposed by this amount of waste or spent fuel at the stated density is estimated to be between one and four times the normal flux for the MPG area (the normal flux is 1-2 microcalories/cm^2). Other ocean regimes such as the midocean ridge system have normal thermal fluxes of 10 to 15 microcalories/cm^2.

Even though aquatic ecology is not yet well understood, experience with thousands of sediment cores suggests that the

effect of a penetrometer passing through the water and the benthic boundary layer will be very small. Disturbance of the surficial sediment layers will also be small (about three diameters of the penetrometer; or for a canister 30 cm in diameter, about 0.8 m^2). When cans or penetrometers are emplaced on 100-m centers in a square array, about 0.003 % of the repository surface area will be affected.

7. Research and Development Programs

Needed research and development programs are categorized in five areas. The objectives are to provide concepts, data, models, etc., to quantify the risks and environmental impacts of nuclear waste disposal in submarine geologic formations, and to allow assessment of the feasibility of the seabed disposal concept. These major research and development categories are:

- Site selection, surveying, and preparation
- Multibarrier identification, quantification, and breachment
- Emplacement
- Transportation
- Legal and political issues.

In the first three of these areas, the overall plan is first to acquire, in the laboratory, the necessary knowledge about sediment properties, and second to develop mathematical models. The third step is to validate the models and properties by either laboratory or field (in-situ) experiments. Since the geologic sites which are optimal for radionuclide containment are ones whose processes are very slow, experiments and measurements made in these sites, and continuing for a year or two, are inadequate to demonstrate feasibility of containment. It is therefore necessary to develop predictive models backed by laboratory and in-situ material property evaluations. Both the predictive models and the property evaluations would have to be validated either by tests in similar but more rapidly responding media or by comparing initial response predictions with in-situ tests and extrapolating to longer times. From this kind of information, risks and environmental impacts can be assessed.

After initial validation tests, the process of obtaining properties, models, and validation will be repeated until adequate predictions are possible.

7.1 Site Selection and Preparation

For the reference system (sediment emplacement), the following generic activities will be undertaken for each ocean basin.

Geographic and geologic exclusionary criteria will be developed which will eliminate from consideration areas that are tecton-

ically or environmentally unstable, contain resources of current or future interest, are small in area (from 1/2 x 1/2 to 1 x 1 degree), or respond unpredictably to changes in currents and climate.

Criteria will be developed which will allow ranking of the remaining areas in the ocean. It is expected that 6 to 12 potential sites will be identified in each ocean basin.

Surveys will be fielded to acquire additional data on these sites, and the ranking criteria will be updated, after which two or three sites will be identified for further study. Detailed analyses of the chosen sites will then be initiated, and some in-situ thermal and mechanical experiments begun. After data from the detailed site analyses have been evaluated, a site will be prepared for use.

7.2 The Multibarrier Research and Development Program

The multibarrier concept, developed in 1974, assumes a continuously wet environment in which the packaged (canister and waste form) radionuclides are placed. The geologic sediments are considered the primary barrier to radionuclide migration, with the canister, the waste form, and the water column acting as supplemental barriers. Studies of the primary sediment barrier are broken down into near-field interactions and far-field ion transport, each of which is discussed below.

7.2.1 Near-Field Interactions

An appreciable part of the research and development effort is devoted to identifying and quantifying interactions among the sediments, the canister, and heat and radiation from the waste.

The first phase of the study has been to develop the necessary thermal models and acquire the laboratory thermal properties to allow predictions of thermal profiles with time in the sediments, and of variations of sediment/canister interface temperatures with time for any waste form or canister geometry.

The second phase was to develop models and laboratory physical properties that will allow prediction of thermally induced porewater movement through a fixed sediment matrix.

The third phase is to acquire the laboratory physical and mechanical properties and develop models necessary to assess the risk of thermally induced movement of the canister and the surrounding sediments. The sediments are plastic and may seal any hole or fracture made in them. From this standpoint the plastic nature of the primary sedimentary barrier is beneficial; however, buoyancy forces generated by heating of the sediments and pore water may cause the sediments to expand and either develop

a breachment path to the sediment/water interface or allow the canister to sink.

The fourth phase is to develop an understanding of the chemical responses of the sediments, pore water, and seawater to heat and radiation. This study will examine such things as pH and Eh changes, released organics, changes in mineral composition, released trace ions, changes of K_d with heat, ions and complexes formed by radiation, etc.

The fifth phase will be to quantify the response of the sediments and pore water to the introduction of foreign materials (the canister and radionuclides) both at ambient and elevated temperatures.

Laboratory simulation tests will allow the acquisition of much-needed data and insight in each of the phases, but in-situ field tests will be needed to verify the models and the conclusions drawn. An In-Situ Heat Transfer Experiment (ISHTE) is planned for the early 1980's. This experiment is intended to verify information obtained from laboratory experiments and analytical studies of the response of red clay sediments to long-term deployment of a heat source. Specific properties of interest are those related to heat transfer such as thermal conductivity and thermal diffusivity. Attempts are being made to measure these properties in the laboratory under seabed-like temperatures and pressure. Models of sediment behavior are also being developed which require the above thermal properties.

7.2.2 Far-Field Ion Transport

Another important area is quantification of the size of the primary undisturbed sediment barrier. The first part of the study is comparative evaluation of the four generic sediment types (hemipelagic, calcareous ooze, siliceous ooze, and red clay) using batch K_d's for single ions and permeabilities. The second part is to begin to acquire laboratory data and models which will allow assessment of the sediment barrier. Since large areas of the MPG's in both the Atlantic and Pacific are covered with red clay, and also because the clay has very large K_d's and low permeabilities for waste ions, preliminary work has been initiated on the red clay sediments. Single-ion and multiple-ion batch K_d's are being measured, after which thick-layer and column K_d's will be acquired for the natural, thermal, and radiation environments. Third, a transport model will be developed with which to calculate the movement of radionuclides in the sediment columns and in the natural and modified environments. Fourth, in-situ field validation experiments are planned.

7.2.3 Waste Form

No work is under way on the waste form; however, when the near-field environment has been quantified, a program will be initiated to design a waste form specifically for the subseabed environment. This waste-form matrix could either surround the spent fuel rods or could dissolve and retain the radionuclide oxides.

7.2.4 Canister

Limited material studies are under way and will continue through approximately 1983. At that time reference materials will be chosen and a preliminary canister design completed. The canister design must include: a mechanism for equalizing the pressure that will develop when the canister descends to the sea floor; a penetration guidance and early-time monitoring system; a combination flotation acoustic and visual locating device to aid in canister recovery in case of an accident, and a capability for underwater recovery.

7.2.5 Basement Rock

This barrier has yet to be assessed, and may never be assessed if the easier-to-reach sediments are found to be an adequate barrier. No work is being done in this regime. However, other research programs are being monitored, such as those associated with the International Program for Ocean Drilling (IPOD) in which basaltic and overlying lithified sedimentary formations are being studied. Data from these programs are available for future consideration.

7.2.6 Water Column

As stated previously, the water column was assessed during early seabed studies and was judged inadequate as a containment barrier[1]). However, an understanding of deep physical circulation and biological processes is necessary to address the long-term risks of repository failure or accidents during transport of waste to the disposal site. Physical oceanographic and biological transport models must be developed and the necessary data acquired to allow estimates of the concentrations of escaping radionuclides and their rates of movement

---

[1]) *While the water column could be beneficial in that it will allow very large dilution and dispersion of radionuclides (an old technique of waste disposal) in worst-case accidents or long-term unexpected events, it has not been found to be an acceptable long-term confinement barrier to prevent the migration of radionuclides to man.*

throughout an ocean basin. Some field studies will be necessary to acquire such data as vertical and horizontal advection in certain sections of the oceans, as well as detailed information on the movement of deep water masses from the selected sites and the mixing of these waters with others as they move from the site. For the biological studies, standing crop, turnover rates, rates of accumulation, and the transport of specific radionuclides through the food web of the ocean basin must be assessed. Models of these processes must be constructed for use in assessing the risks and environmental impact of seabed disposal.

The genetic and somatic effects of radionuclides on both shallow-water and deep-water biota must be assessed. Field verification experiments are planned for both the biological and physical oceanographic models.

7.3 Emplacement Research and Development

In addition to the research necessary for the canister, physical and mechanical (static and dynamic) properties are needed to support the model for developing an understanding of the sediments' response to the passage of the penetrometer. It is possible that the hole may close by itself immediately or shortly after placement, due to both dynamic rebound and plastic creep of the sediments. Laboratory and in-situ field experiments must be designed and completed to validate the models. The short-term monitoring equipment designed into the canister must be periodically interrogated and the data analyzed. In addition, if data generated in ion-transport studies (see 4.2.2) indicate that deeper burial is needed than can be achieved in the free-fall mode, studies must be started which will allow for additional penetration (e.g., rocket-assisted penetration or the use of a long, heavy reusable weight). These emplacement studies should also include design and testing of handling and other facilities on board ship (e.g., winches, cables, and exit and entry ports through the ship's hull).

7.4 Transportation Research and Development

Studies addressing the development and construction of the port facility and the transport and emplacement ship have not been initiated. They will be started when technical and environmental feasibility of the basic concept has been assured. It is estimated that the dock facilities and ship can be designed and built in 5-7 yrs. Waste storage could be provided by a water-filled pool at dock-side and on the ship, which would supply shielding and cooling for the canisters. A closed circulation system would dissipate the heat to the ocean through heat exchangers. The coolant would be continuously monitored for leakage and temperature change. The ship would be equipped with

handling devices for moving casks, for examining the condition of canisters, and for some amount of canister repair or waste repackaging. A special area would be available for storage of canisters requiring return to the repackaging plant.

7.5 Social-Scientific (Interface with Nontechnical Issues)

Social-scientific research and development encompasses both national and international aspects. On the national level it is currently illegal to "dump" HLW or spent fuel in the ocean. The U.S. seabed concept involves neither "dumping" nor placement of wastes in the ocean or on the seabed. It is obvious that not only must technical and economic feasibility be established, but national and international legal and political definitions must be clarified. This study area is broken down into six sections.

First, current national and international legal and institutional positions must be assessed. Then, if technical and environmental feasibility is established, attention will be given to the development of new positions.

Second, the current U.S. political position must be identified. Then, if technical and environmental feasibility is established, assistance will be given in modifying the national position to allow use of the option.

Third, important factors from the standpoint of the public must be identified, after which the public must be made aware of goals and progress and be involved to the greatest possible extent in all aspects of the program.

Fourth, a preliminary cost estimate must be developed for the selected emplacement option (penetrometer/MPG/red-clay). After technical and environmental feasibility has been established, a detailed cost estimate will be made. In addition, the socio-economic effects of seabed disposal will be assessed.

Fifth, if this option is found acceptable, an international subseabed disposal program will be developed, involving as many nations as possible.

Sixth, the capability must be developed within the U.S. to assess the technical and environmental feasibility of ocean disposal options undertaken by other nations.

References

/1/ Bishop, W.P.:
First-Year Report, December 1974, SAND74-0410, March 1975
Talbert, D.M.:
Seabed Disposal Program Annual Report, January-December 1975, SAND76-0256, May 1976

Talbert, D.M.:
Seabed Disposal Program Annual Report, January-December 1976, SAND77-1270, October 1977
Talbert, D.M.:
Seabed Disposal Program Annual Report, January-December 1978, SAND78-1359, Jan. 1979
All four reports published by Sandia Laboratories, Albuquerque, NM

/2/ Coleman, R.G.:
Ophiolites; Ancient Oceanic Lithosphere Query?
Springer Verlag viii, New York, 1977

/3/ Lester, D.H., G. Jansen and H.C. Burkholder:
Migration of Radionuclide Chains Through an Absorbing Medium
BNWL-SA-5079, presented at the American Institute of Chemical Engineers, March 16-20, 1975, Houston, TX; Battelle Pacific Northwest Laboratories, Richland, WA, 1975

/4/ Pritchard, D.W., R.O. Reid, A. Ohubo and H.H. Carter:
Physical Processes of Water Movement and Mixing, Radioactivity in the Marine Environment
Ch. 4, National Academy of Sciences, Washington, DC, 1971

/5/ Schneider, K.J., and A.M. Platt, eds.:
High-Level Radioactive Waste Management Alternatives
BNWL-1900, 4 vols., Battelle Pacific Northwest Laboratories, Richland, WA, Sections 5, 6, and 8, May 1974

/6/ Report to the Radioactive Waste Management Committee on the First International Workshop on Seabed Disposal of High-Level Wastes, Woods Hole, Massachusetts, February 16-20, 1976
SAND76-0224, June 1976
Report to the NEA Radioactive Waste Management Committee on the Second International Workshop on Seabed Disposal of Radioactive Waste
(Letter Report), March 1977
The Third International Seabed High-Level Waste Disposal Assessment Workshop, Albuquerque, NM, February 6-7, 1978; A Report to the NEA Radioactive Waste Management Committee
SAND78-0369, August 1978
All three reports published by Sandia Laboratories, Albuquerque, NM

/7/ Deese, David A.:
Nuclear Power and Radioactive Waste: A Sub-Seabed Disposal Option?
Lexington Books, Lexington, MA, 1976, pp. 81-84
U.S. Congress, House Committee on Interior and Insular Affairs:
Radiological Contamination of the Oceans
Oversight Hearings before the Subcommittee on Energy and Environment, 94th Cong., 2d Sess., Ser. 94-69, 1976

/8/ Environmental Impact Statement; Management of Commercially Generated Radioactive Waste
DOE 1559 (Draft), Washington D.C., Sept. 15, 1978

/9/ Grimwood, P., and G. Webb:
Can Nuclear Wastes be Buried at Sea?
New Scientist, March 24, 1977

RADIOÖKOLOGIE DER TIEFSEE

BIOLOGISCHE ASPEKTE DER VERSENKUNG UND LAGERUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE IN UND AUF DEN SEDIMENTEN DER TIEFSEE

W. Feldt

Isotopenlaboratorium der Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg

Kurzfassung

Die aus im Meer versenkten Fässern freiwerdende Aktivität wird von den Organismen des Benthos aufgenommen und kann sehr viel schneller an die Oberfläche gelangen, als dies durch vertikale Diffusion oder durch Strömungen allein zu erwarten ist. Die Dichte der Biomasse ist in Oberflächennähe am größten, steigt nach neueren Vorstellungen dicht über dem Tiefseeboden jedoch erneut an, so daß etwa zwischen 2000 und 4000 m Tiefe ein "Flaschenhals" in der Verteilung auftritt. Die Weite dieses Flaschenhalses dürfte den Vertikaltransport wesentlich mitbestimmen. Unsere Kenntnisse über die Verhältnisse in der Tiefsee sind so spärlich, daß quantitative Aussagen über den biologischen Vertikaltransport Benthos-Oberfläche als Spekulation angesehen werden müssen.

Den verschiedenen Methoden der Abfallbeseitigung (Meeresversenkung schwach- und mittelaktiver Abfälle und Einbringung hochaktiver Abfälle in den Meeresboden) gemeinsam ist die Strahlenexposition der Tiefseeorganismen. Ihre Strahlenempfindlichkeit ist unbekannt und damit auch die Störung, die das Tiefseeökosystem erfahren kann. Bevor daher diese Arten der Abfallbeseitigung als unbedenklich angesehen werden können, bedarf es weiterer internationaler Forschungsaktivitäten auf dem Gebiet der Tiefsee-Radioökologie.

Abstract

The activity released from sea-dumped containers is absorbed by the organisms of the benthos and may therefore reach the surface very much faster than it should be expected by vertical diffusion or by currents alone. The density of the biomass has a maximum near the surface but increases again, according to recent assumptions, directly above the sea-floor resulting in the occurrence of a "bottle neck" in the distribution between 2000 m and 4000 m of depth. The width of this bottle neck might essentially contribute to the vertical transport. Our knowledge of the conditions in the deep sea is so sparse that quantitative statements on the vertical transport benthos-surface must be regarded as speculations.

The different methods of waste disposal (sea-dumping of low- and intermediate-level wastes, and burying of high-level wastes in the sea ground) have got in common the radiation exposure of the abyssal organisms. Their sensitivity to radiation is unknown, and therefore also the disturbance which may be imposed on the abyssal ecosystem. Thus further international research activities on the subject of deep-sea radioecology are necessary before these methods of waste disposal may be considered as safe.

1. Einleitung

Es ist eine Grundregel menschlicher Kultur, daß entstehende Abfälle außerhalb des unmittelbaren Lebensraumes in einer Weise beseitigt werden, die keine negativen Auswirkungen auf den Menschen befürchten läßt. So wird bereits im 5. Buch Moses (Kap. 23, 13-14) berichtet, wie die Israeliten im Kriegslager in der Wüste außerhalb des Lagers ihre Notdurft zu verrichten hatten und die Exkremente im Wüstensand zu verscharren waren.

Was dem Israeliten die Wüste, ist dem Europäer zunehmend das Meer. Während die alten Rittersleute noch ihre Abfälle in den Burggraben plumpsen ließen, lassen sie die Bürger Hamburgs in die Nordsee plumpsen oder - wie man heute sagt - verklappen.

Die Qualität der Abfälle, mit denen wir es in unserer Veranstaltung heute zu tun haben, ist sicher eine ganz andere als bei den vorgenannten Abfällen, doch die Mentalität der Abfallbeseitiger hat immer noch etwas von den alten Rittersleuten des Mittelalters an sich.

Das Grundkonzept, um nicht zu sagen die Grundhoffnung bei der Versenkung radioaktiver Stoffe in das Meer läßt sich folgendermaßen kurz zusammenfassen:

- Die Versenkung erfolgt weit entfernt von jedem Bereich menschlicher Tätigkeiten in verhältnismäßig unzugänglichen Gebieten und ist durch riesige Wasserschichten abgeschirmt.

- Die auf dem Meeresgrund herrschenden Strömungen sorgen bei geeigneter Konditionierung der Abfälle dafür, daß freiwerdende Aktivitäten stark verdünnt werden.

- Die Verfrachtung der Aktivität erfolgt über große Zeiträume, so daß die radioaktiven Stoffe in vom Menschen genutzte Lebensräume erst dann eintreten, wenn sie durch die Verdünnung und das physikalische Abklingen der Aktivität auf tolerierbare Konzentrationswerte abgesunken sind, wobei wir uns nicht darüber streiten wollen, was tolerierbar ist.

- Der biologische Vertikaltransport ist zu vernachlässigen.

Im folgenden möchte ich versuchen, Ihnen einige Informationen über die Struktur und Funktion des Lebens in den Tiefseegebie-

ten zu geben, wobei uns gemeinsam deutlich wird, welche gewaltigen Lücken in diesem speziellen Wissensgebiet der Ökologie und insbesondere der Radioökologie bestehen. Sie werden dann auch verstehen, warum viele Biologen ein ungutes Gefühl bekommen, wenn sozusagen 'vor aller Erkenntnis' Entscheidungen getroffen werden, die eine große Tragweite besitzen können.

2. Die biologische Struktur des Lebensraumes der Tiefsee

Das Leben auf dem Tiefseeboden kann nur im Zusammenhang mit der darüber befindlichen Wassersäule gesehen werden. Die Ernährungsgrundlage der Meeresfauna bilden die ausschließlich in dem schmalen Bereich zwischen Meeresoberfläche und der Tiefe von etwa 400 m lebenden pflanzlichen Organismen (Bild 1).

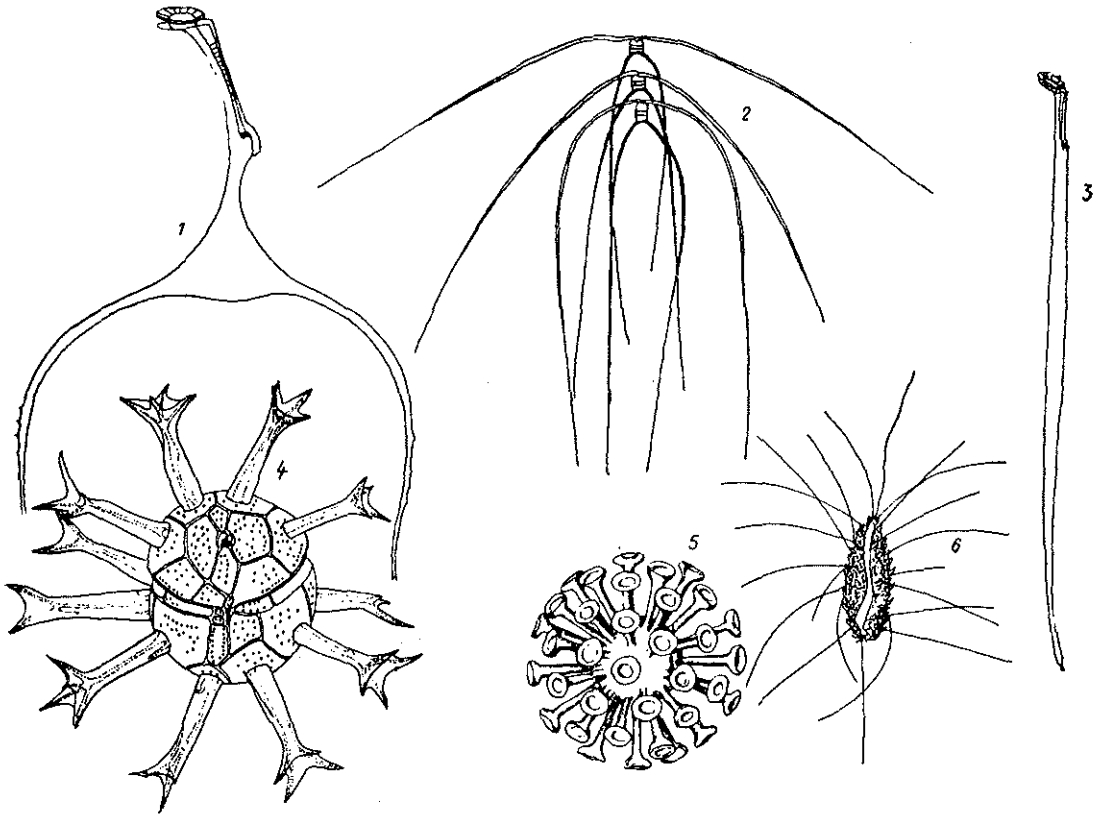


Bild 1: Phytoplankton (Diatomeen)

Bei den Tieren unterscheiden wir die große Lebensgemeinschaft des Pelagial, d.h. alle im freien Wasser lebenden Tiere, von der Lebensgemeinschaft des Benthos, d.h. alle am Boden lebenden Tiere. Die pelagischen Lebewesen, die ein gutes Schwimmvermögen besitzen und große Wanderungen durchführen können, gehören zum Nekton, wie z.B. die Fische. Ihnen steht gegenüber das Plankton. Hier handelt es sich um Lebewesen, die vornehmlich im Wasser schweben und nur begrenzte Wanderungen, insbesondere in der vertikalen Richtung, durchführen können.

In den Abbildungen 2 - 9 sind einige Organismen des Pelagial wiedergegeben, die wir auf der 93. Reise der "Anton Dohrn" in den Versenkungsgebieten der NEA gefangen haben (Juni 1979). In den Abbildungen 10 - 14 werden einige Organismen des Benthos wiedergegeben, die auf derselben Reise gefangen wurden.

Die Tiere der tieferen Meeresschichten müssen, sofern sie nicht Räuber sind, ihre Ernährung aus dem dauernden Regen herabsinkender toter Pflanzen und Tiere bestreiten. Die Zahl der Arten und Individuen nimmt mit der Tiefe stetig ab. In 4000 - 5000 m Tiefe haben wir nur noch etwa 1/10 des in 200 m Tiefe vorhandenen Bestandes. In Bild 15 ist schematisch die Vertikalverteilung von Zooplankton dargestellt, wobei durch danebenstehende Pfeile die Vertikalwanderung beschrieben wird, die die Kette des Fressens und Gefressenwerdens von der Oberfläche bis zur Tiefe darstellt. Wieweit ein vertikaler biologischer Transport auch in der umgekehrten Richtung möglich ist, wissen wir noch nicht deutlich genug. Diese Richtung ist gestrichelt gezeichnet. Die Aufnahme und der Transport von Nährstoffen und damit auch der radioaktiven Stoffe erfolgt jedoch nicht nur durch das "Fressen und Gefressenwerden", sondern auch durch die Aufnahme der Stoffwechselprodukte direkt aus dem Wasser. Bild 16 zeigt den "Stoffwechselbaum" der Tiefsee, der mit Sicherheit einen Stofftransport in beiden vertikalen Richtungen möglich macht. Daneben ist in der Abbildung auch die Möglichkeit angedeutet, daß durch die horizontale Mobilität der Organismen des Benthos eine Verfrachtung auch in der Ebene erfolgen kann.

Der Umfang des biologischen Vertikaltransportes ist abhängig von den jeweiligen Bedingungen des Lebensraumes. Zwei Grundgrößen hängen eng zusammen: die Primärproduktion und die Größe der Benthosbiomasse. Die Primärproduktion ist in den einzelnen Meeresgebieten sehr unterschiedlich, wie in Bild 17 dargestellt ist. In den Versenkungsgebieten der NEA fanden wir durch Messung mit der C-14-Methode in situ die Werte 380 resp. 150 mg $C/m^2 \cdot d$. In Bild 18 ist die Verteilung der Benthosbiomasse der Weltmeere wiedergegeben. In den Versenkungsgebieten der NEA ist mit einer Benthosbiomasse von 1 - 10 g Feuchtgewicht/m^2 zu rechnen.

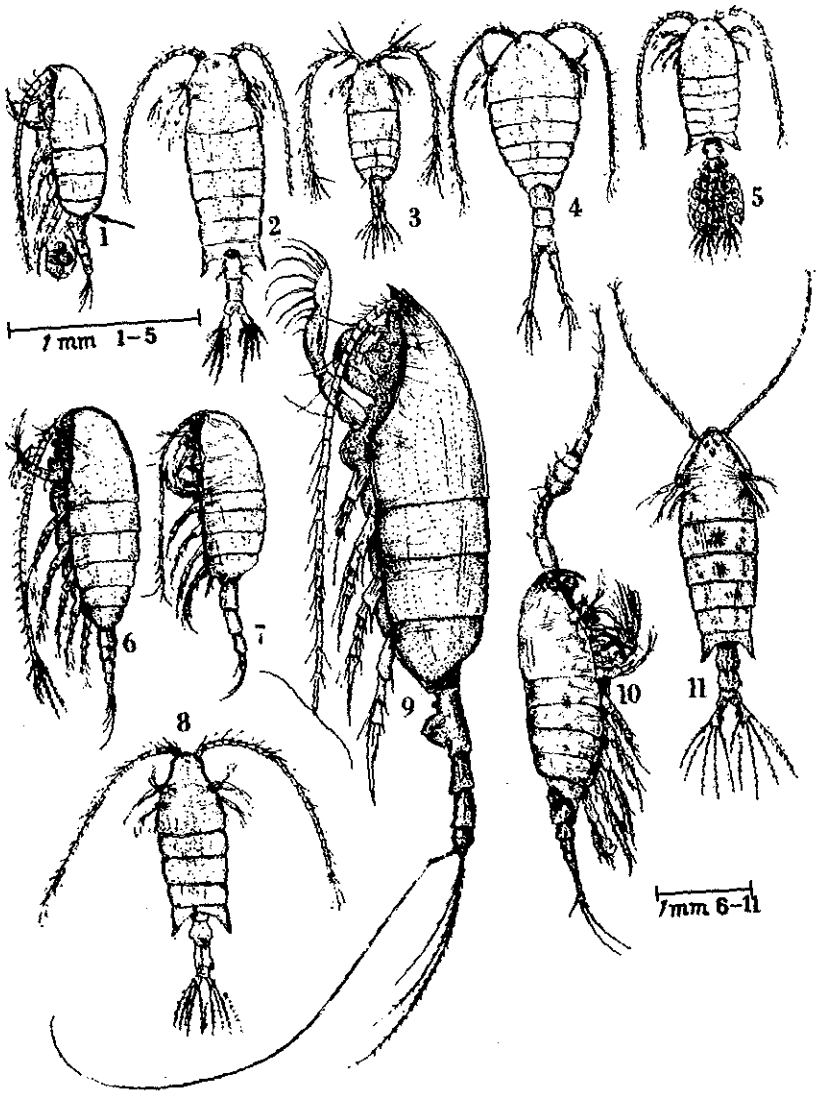


Bild 2: Zooplankton (Copepoda)

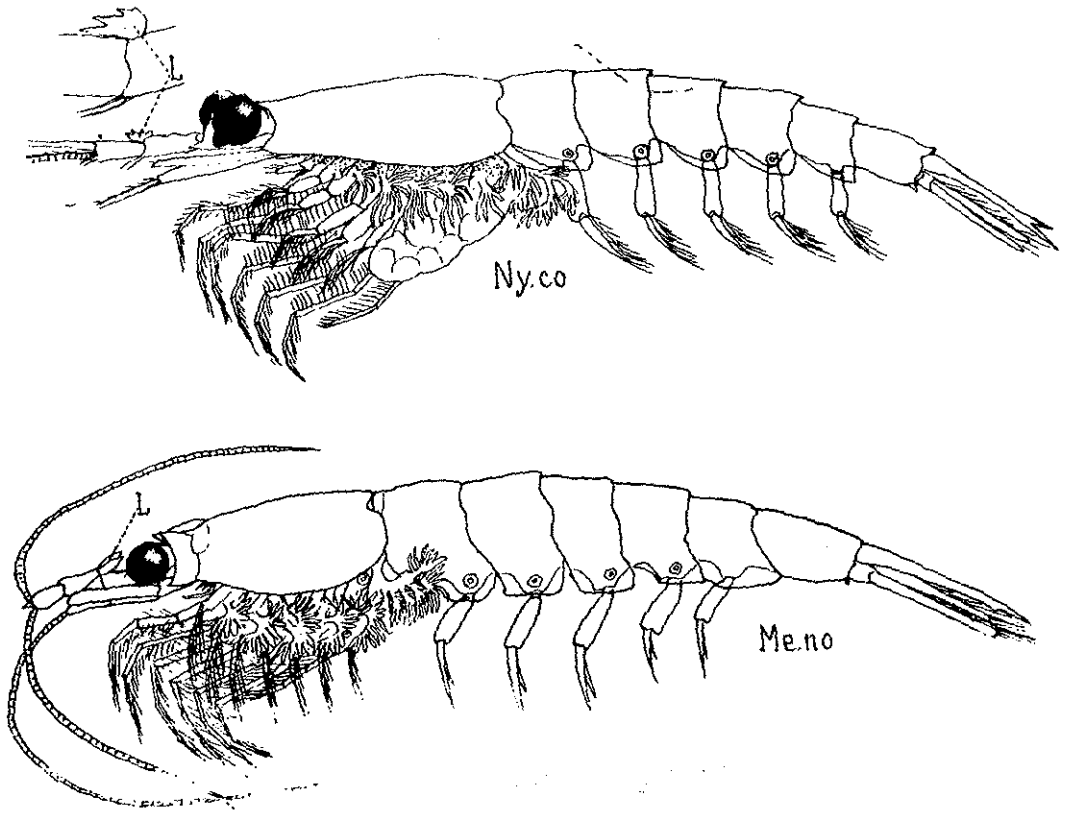


Bild 3: Zooplankton (Euphausiacea)

Bild 4: Agyropelecus

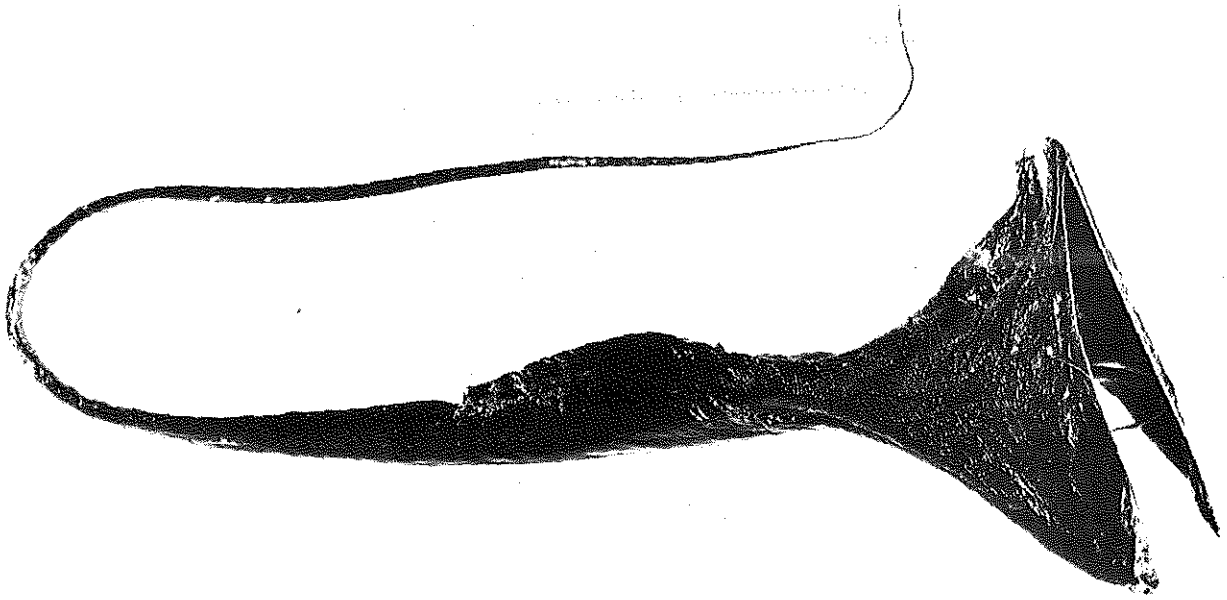


Bild 5: Saccopharyngiformes

Bild 6: Stomatidae

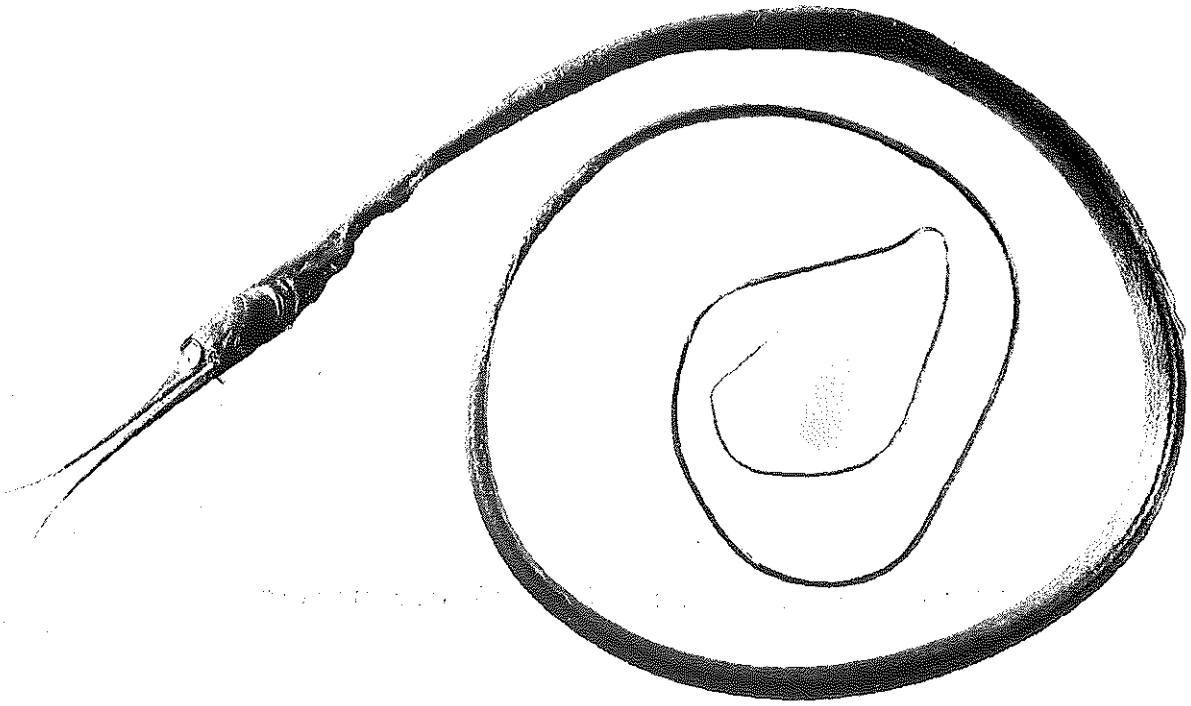


Bild 7: Nemichthyidae

Bild 8: Tiefsee-Angler (Melanocetes)

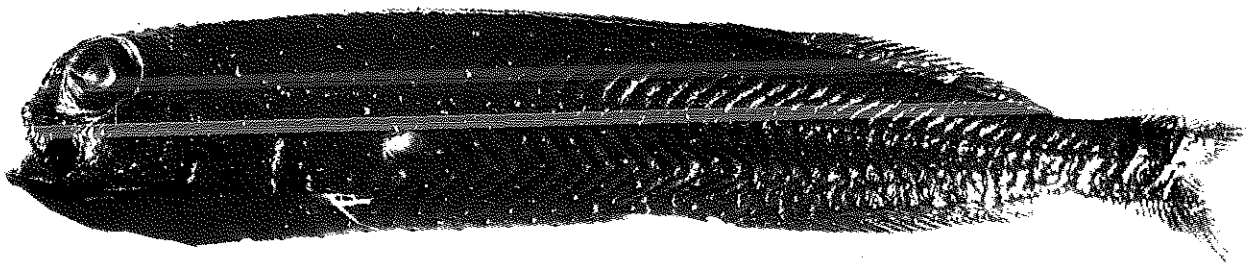


Bild 9: Leuchtsardine (Maurolicus muelleri)

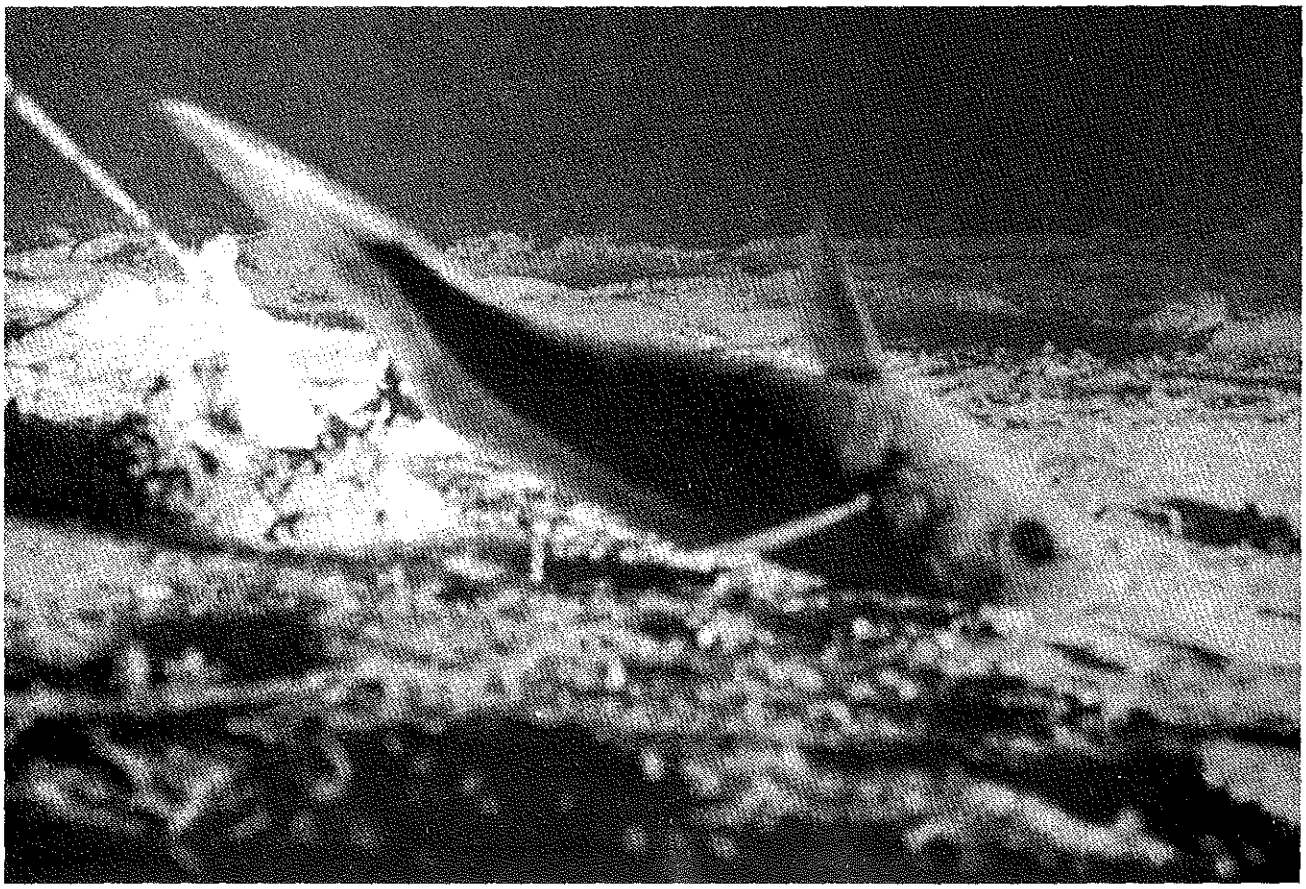


Bild 10: Seeratte (Coryphoenides serratus)

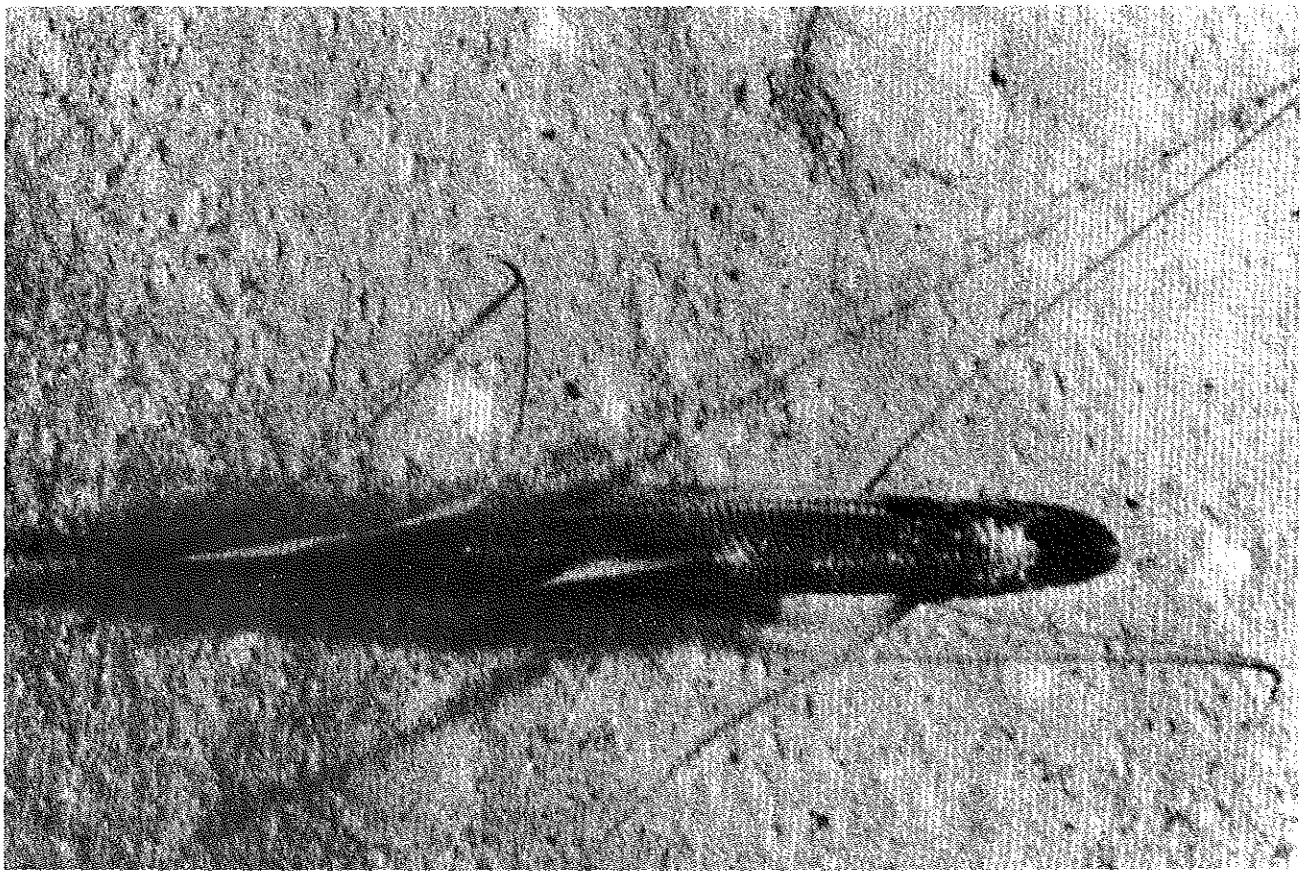


Bild 11: Spinnenfisch (Bathypterois bigelowi)

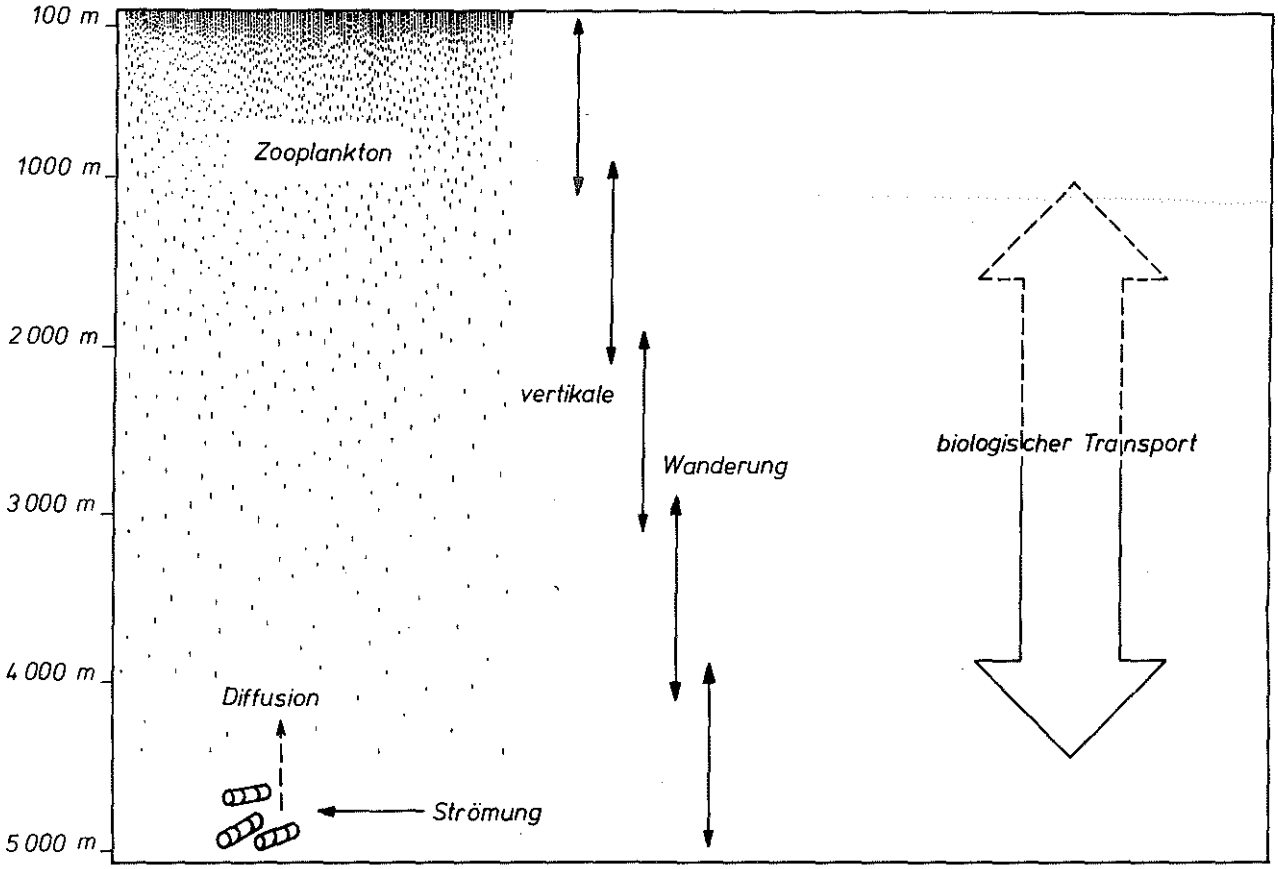


Bild 15: Vertikalverteilung von Zooplankton

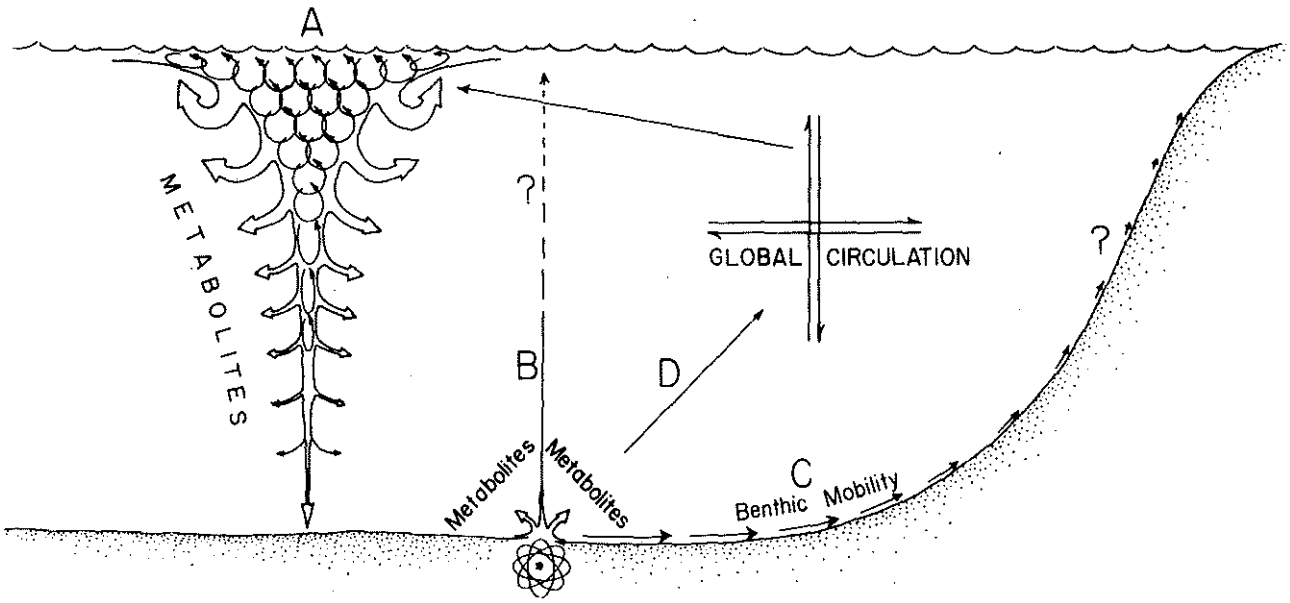


Bild 16: "Stoffwechselbaum" der Tiefsee

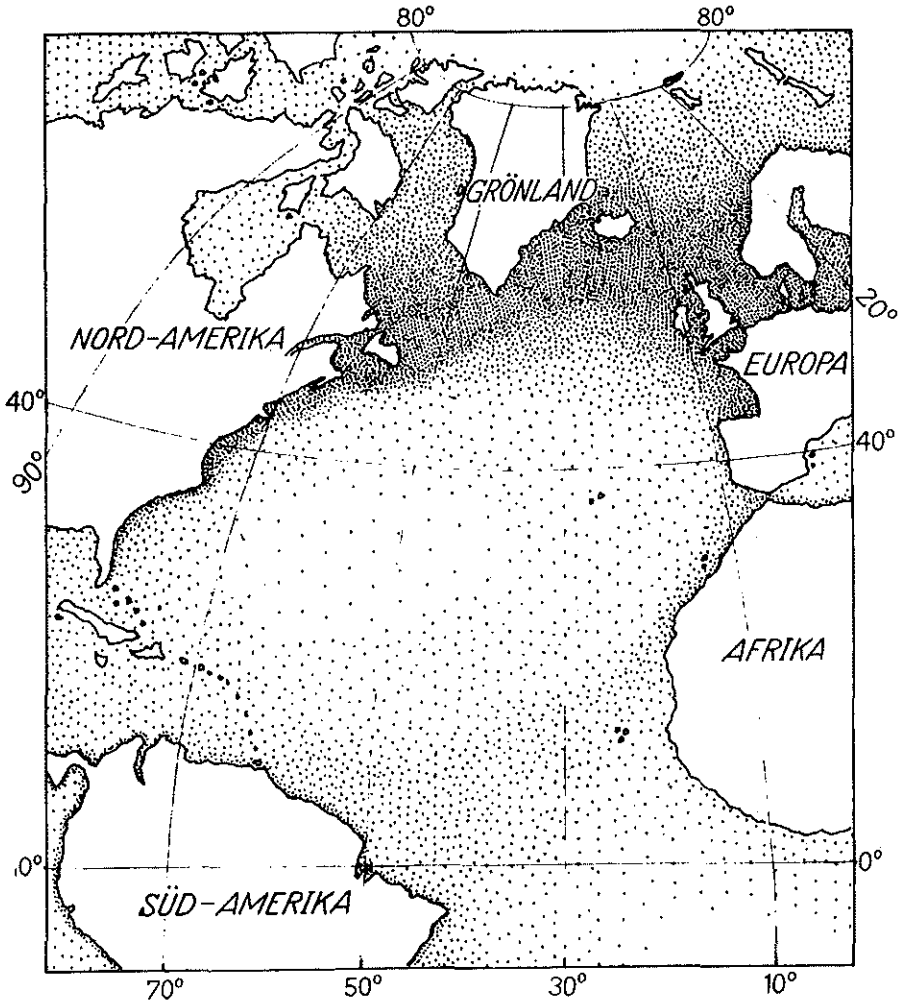


Bild 17: Primärproduktion im Meer
(Punktdichte als Maß für die Produktivität)

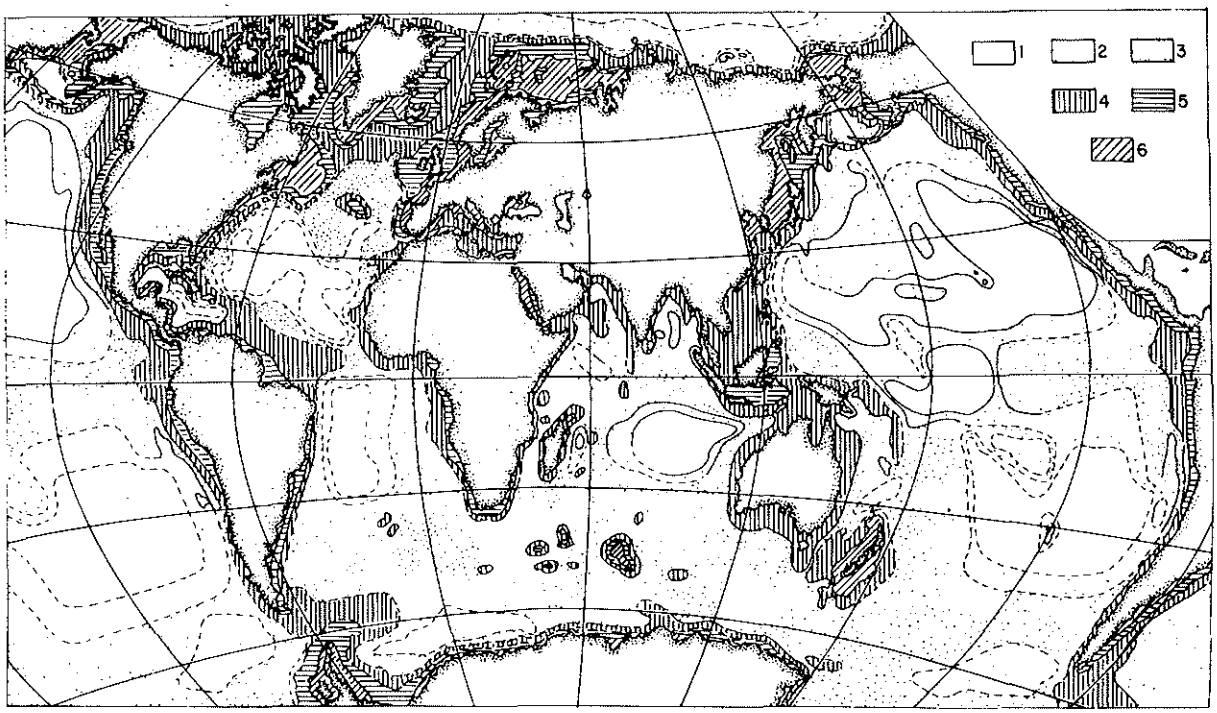


Figure 2. Distribution of benthic biomass (wet weight) of the world's oceans (modified from Belyayev et al., 1973). This map is conceptually correct, but in view of the small number of quantitative samples that have been taken in the deep sea, much of it must be regarded as an extrapolation. The areas of lowest biomass reside under central oceanic gyres and contain the sites that, from a biological point of view, are likely to be most suitable for radionuclide waste disposal. Symbols: 1, <0.05; 2, 0.05-0.1; 3, 0.1-1.0; 4, 1.0-10.0; 5, 10.0-50.0; 6, 50.0->1000.0. Units are in grams per square meter.

Bild 18: Verteilung der Benthosbiomasse der Weltmeere

3. Geochemische Parameter

Das Meerwasser ist eine außerordentlich komplexe Lösung. Die Hauptbestandteile sind bei 35 ‰ Salinität /3/:

Natrium	10,77 g/kg	Chlorid	19,37 g/kg
Magnesium	1,30 g/kg	Sulfat	2,71 g/kg
Calcium	0,409 g/kg	Bromid	0,065 g/kg
Kalium	0,388 g/kg	Kohlenstoff (Carbonat, Bicarbonat und CO_2)	0,025 g/kg
Strontium	0,010 g/kg		

Dies gilt bei etwa 35 ‰ Salinität. Zusätzlich zu den aufgeführten Hauptbestandteilen gibt es noch eine Reihe von weiteren Bestandteilen des Seewassers, die in mehr oder minder großen Konzentrationen vorkommen und für den Kreislauf der Stoffe und des Lebens im Meer von unterschiedlicher Bedeutung sind. Von der großen Zahl dieser Elemente sei eine Reihe beispielhaft angeführt. Nach Goldberg /5/ findet man im Meerwasser:

Mangan	0,002 mg/l	Zink	0,01 mg/l
Eisen	0,01 mg/l	Silber	0,0003 mg/l
Cobalt	0,0005 mg/l		

Während die Hauptbestandteile des Seewassers trotz der Tätigkeit der marinen Organismen nahezu überhaupt nicht schwanken (konservative Bestandteile), kann die Konzentration der Spurenelemente mitunter erheblich durch biologische Aktivität verändert werden (nichtkonservative Bestandteile). Dies führt oftmals zu einer fleckenhaften Verteilung von Phyto- und Zooplankton. In der folgenden Tabelle sind die Meßwerte zusammengestellt, die wir auf unserer letzten Seereise gewinnen konnten. Neben den Massenanteilen im Zooplankton und in den Fischen sind die auf die Messungen von Goldberg bezogenen Konzentrationsfaktoren (K) aufgeführt:

Element	Zooplankton		Nekton	
	ppb	K	ppb	K
Cobalt	20	40	5	10
Mangan	700	350	200	100
Eisen	15 000	1 500	11 000	1 100
Zink	4 000	400	3 000	300
Silber	200	700	7	20

In der nachfolgenden Tabelle ist der mittlere Gehalt an den obengenannten Elementen pro kg Biomasse dem Gehalt im Sediment pro kg Feuchtgewicht gegenübergestellt:

Element	Biomasse µg/kg	Sediment µg/kg
Cobalt	13	3 000
Mangan	450	300 000
Eisen	13 000	3 000 000
Zink	3 500	150 000
Silber	100	400

Nach unseren Messungen haben wir in den untersuchten Gebieten pro m^2 Sediment in den obersten 3 cm gefunden:

Cobalt	0,1 g/m^2	Zink	0,7 g/m^2
Mangan	12 g/m^2	Silber	0,01 g/m^2
Eisen	110 g/m^2		

Hinsichtlich der vertikalen Verteilung der Spurenelemente im Wasser sei das Ergebnis in Bild 19 als Beispiel angeführt /4/.

4. Die Verteilung künstlicher und natürlicher radioaktiver Nuklide in den Versenkungsgebieten im Juni 1979

In Bild 20 sind die Arbeitsgebiete aufgezeigt, denen wir im Juni 1979 Proben des Pelagial und Benthos entnommen haben, sowie Sedimentproben aus den Gebieten I - III. Gebiet II galt als Vergleichsgebiet.

Im Gebiet III wurde 1967 durch die europäischen Länder eine Versuchsversenkung mit etwa 8000 Ci durchgeführt. Der radioaktive Abfall war, mit Zement vermischt, in 200-l-Fässern abgefüllt worden. Auf fünf Reisen wurden 35 800 Fässer in 5000 m Tiefe versenkt. Das Gebiet I ist das Versenkungsgebiet der NEA, das seit etwa fünf bis sechs Jahren benutzt wird.

Folgende Nuklide wurden gemessen (Aktivitätsangaben in pCi/kg Trockengewicht):

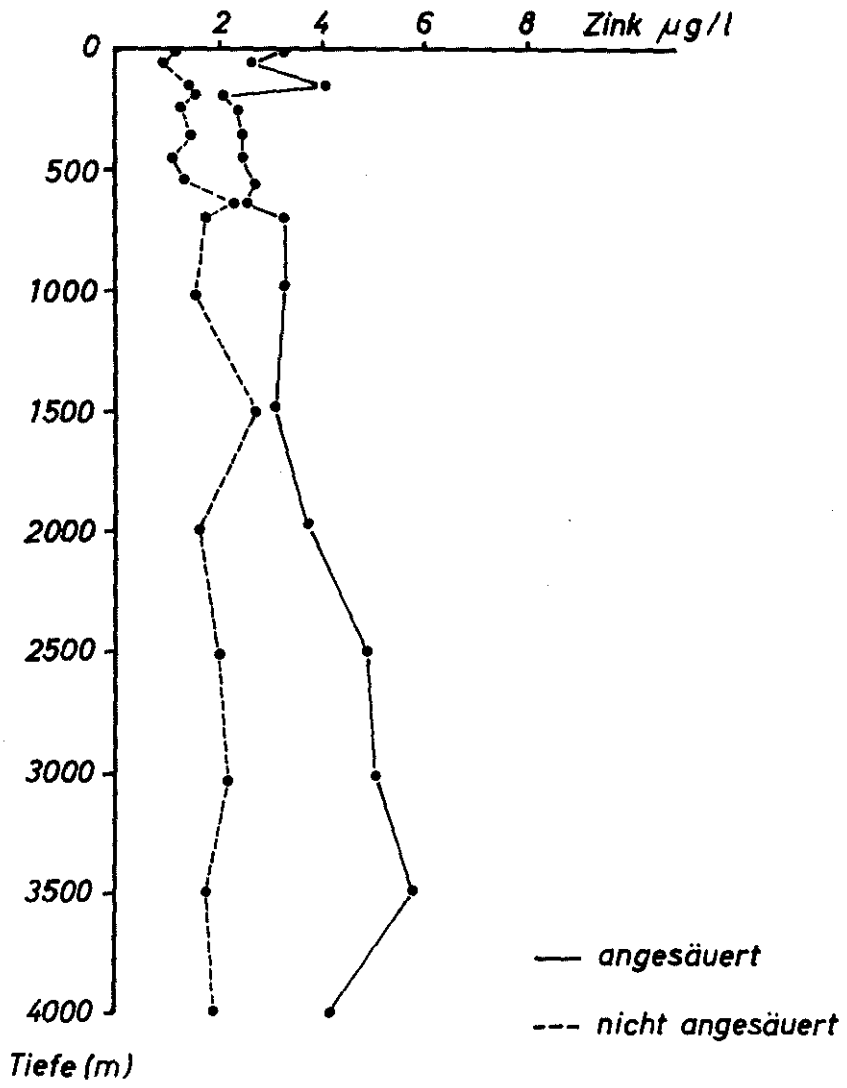


Bild 19: Zn-Vertikalverteilung im Pazifik

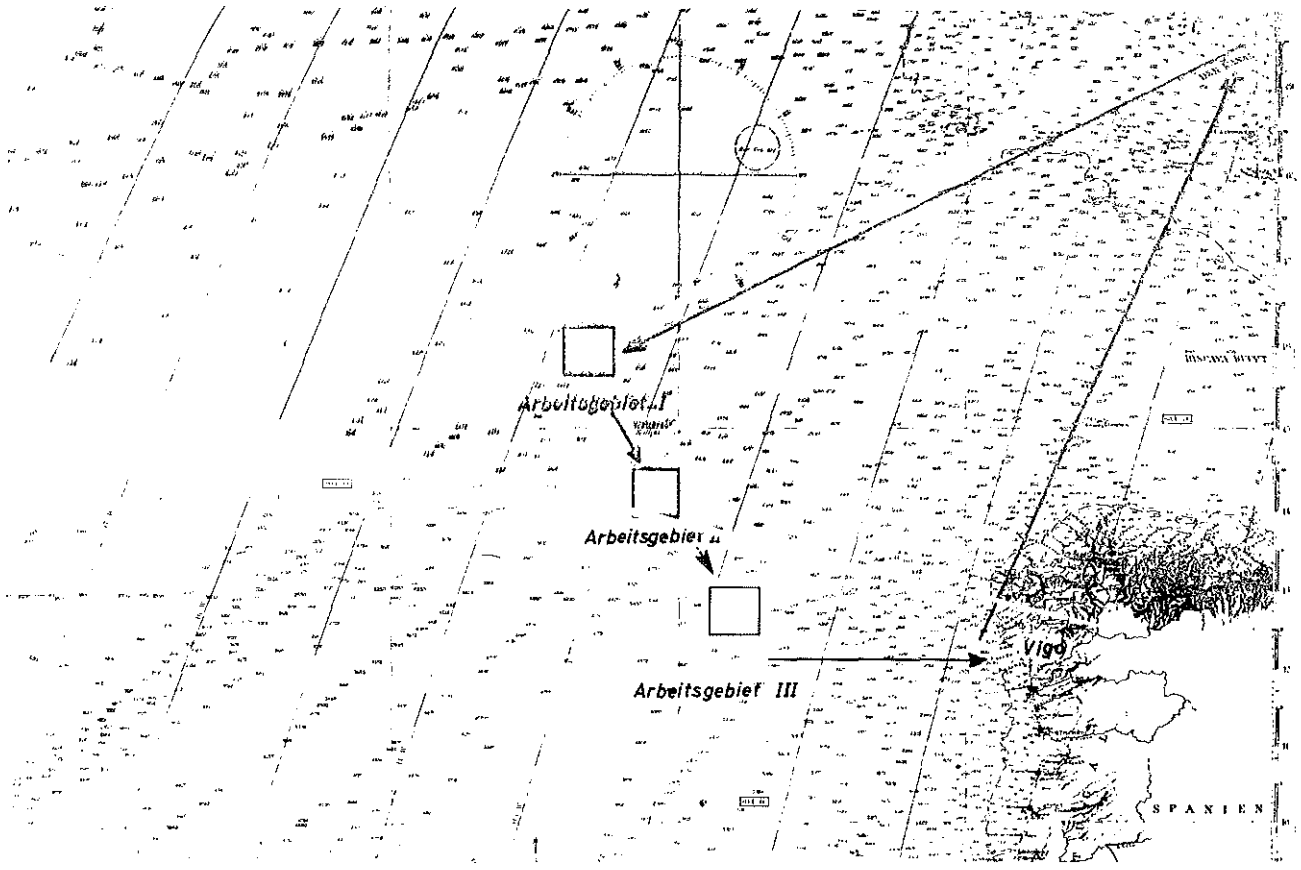


Bild 20: Arbeitsgebiete, denen Proben von Belagial und Benthos entnommen wurden

Radionuklid	Plankton und Nekton	Benthos	Sediment	Bemerkungen
Be-7	320	-	-	
K-40	8 000	9 600	3 200	Gebiet I
			12 000	Gebiet III
Mn-54	19	10	-	
Co-60	10	28	14	
Sr-90	k.A.[1])	29	3	
Ru-106	70	220	-	
Sb-125	28	120	29	
Cs-137	15	30	22	Gebiet I
		29	4	Gebiet II
Ce-144	240	120	-	
Th-227	-	-	190	
Th-234	6 200	8 600	-	
Pa-234m	7 500	6 500	-	
Ac-228	-	480	190	Gebiet I
			680	Gebiet III
Ra-223	-	-	150	Gebiet I
			300	Gebiet III
Ra-226	-	1 320	1 500	Gebiet I
			1 900	Gebiet III

[1]) k.A. = keine Analyse

Besonders aufgeführt sei hier die radiochemische Untersuchung der Actinarien im Gebiet III, da an diesen Organismen im Jahre 1966, d.h. vor der Versuchsversenkung, Untersuchungen vorgenommen worden sind (pCi/kg Trockensubstanz):

Radionuklid	1966	1979
Sr-90	7,6	67
Cs-137	19	270

Zusammenfassend können wir feststellen, daß in den Versenkungsgebieten Spalt- und Aktivierungsprodukte sowohl im Pelagial als auch im Benthos meßbar sind. Die Herkunft der Aktivität ist wahrscheinlich der radioaktive Fallout der Kernwaffenversuche. Überraschend ist der Nachweis von Mn-54 ($T_{1/2}$ = 314 d). Wieweit die erhöhte Aktivität in den Actinarien auf das erwartete Defektwerden der abgelagerten Fässer zurückzuführen ist, soll auf unserer nächsten Reise im April 1980 näher untersucht werden. Wir hoffen, durch geeignete Probennahmetechniken genügend Probenmaterial aus definierten Tiefen gewinnen zu können, so daß wir in die Lage versetzt werden, Aussagen über Transportmechanismen zu machen.

5. Die biologische Problematik

5.1 Die Versenkung und Lagerung radioaktiver Abfälle auf den Meeresboden

Die aus den versenkten Fässern freiwerdende Aktivität wird von den Organismen des Benthos aufgenommen und kann durch die oben beschriebenen Prozesse sehr viel schneller an die Oberfläche und damit in den dem Menschen zugänglichen Bereich des Meeres gelangen, als dies durch vertikale Diffusion oder durch Strömungen zu erwarten ist.

In Bild 21 ist schematisch noch einmal die Vertikalverteilung der Biomasse dargestellt. Nach neueren Vorstellungen steigt dicht über dem Tiefseeboden die Dichte der Biomasse erneut an, so daß etwa zwischen 2000 und 4000 m Tiefe ein "Flaschenhals" in der Verteilung auftritt. Die Größe dieses "Flaschenhalses" dürfte den Vertikaltransport wesentlich mitbestimmen.

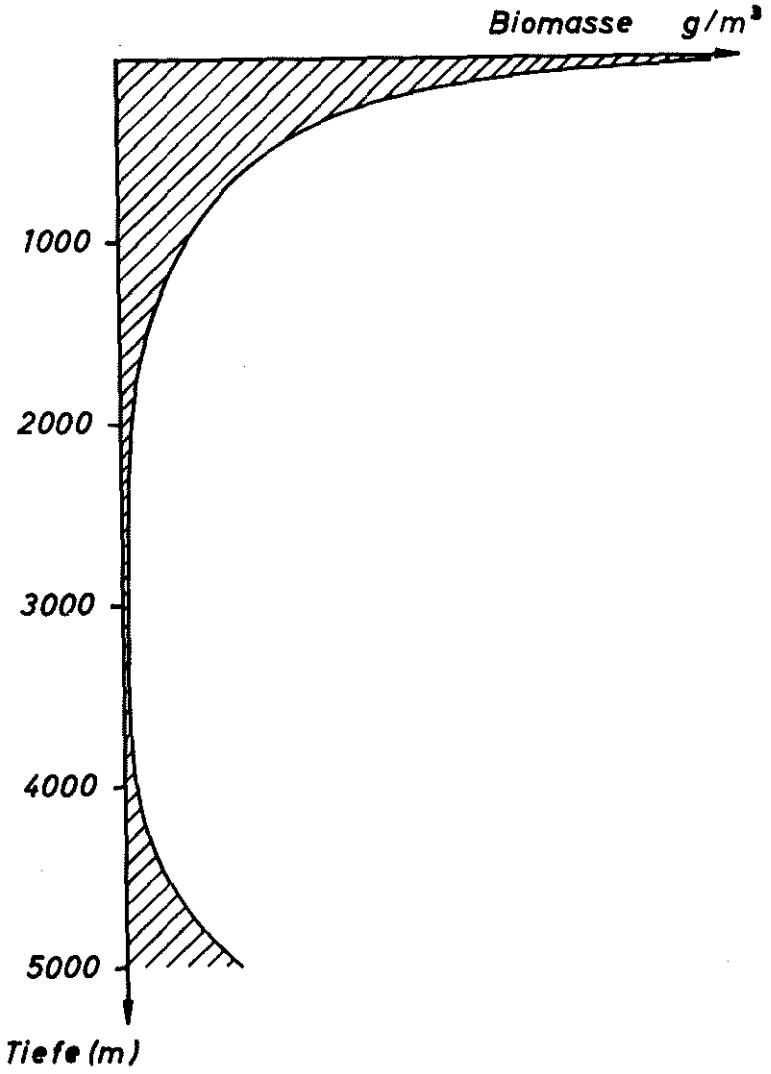


Bild 21: Vertikalverteilung der Biomasse in Tiefseegebieten

Unsere Kenntnisse über die Verhältnisse in der Tiefsee sind sehr spärlich, so daß quantitative Aussagen über den biologischen Vertikaltransport Benthos - Oberfläche als Spekulation angesehen werden müssen.

5.2 Die Ablagerung hochaktiver Abfälle in den Tiefseeboden

Als Alternative zur Endlagerung hochaktiver Abfallstoffe wird zur Zeit die Einbringung in den Tiefseeboden untersucht. Vorgesehen sind die Bereiche der Lithosphärischen Schollen, die sich unter den Zentren der Meere befinden. Hier haben wir eine zirkulare Strömung und ein Minimum an biologischer Aktivität. Wenn alle Barrieren versagen - wie Abfallmatrix, Behälter, Sediment -, gelangt die Aktivität in den Benthosbereich. Damit ergeben sich die gleichen Probleme wie bei der Lagerung von Abfällen auf den Seeboden.

5.3 Die Strahlenexposition der Tiefseeorganismen

Den oben beschriebenen Methoden der Abfallbeseitigung gemeinsam ist die Strahlenexposition der Tiefseeorganismen. Die Besiedlung der Fässer in die Bereiche des Seebodens, aus denen warmes, eventuell kontaminiertes Wasser entweicht, das durch die hochaktiven Abfälle verursacht wurde, hat die Strahlenexposition der sich hier sammelnden verschiedenen Populationen zur Folge. Die Strahlenempfindlichkeit dieser Organismen ist unbekannt und damit die Störung, die das Tiefseeökosystem erfahren kann.

6. Zusammenfassung und Ausblick

Messungen in den Versenkungsgebieten der NEA zeigen, daß radioaktive Spalt- und Aktivierungsprodukte durch biologische Mechanismen sehr schnell vertikal von der Oberfläche ausgehend verfrachtet werden. Kenntnisse über den Vertikaltransport Tiefseeboden - Oberfläche sind nicht vorhanden. Die Strahlenempfindlichkeit der Tiefseeorganismen ist unbekannt und damit die eventuell daraus entstehenden Störungen des Ökosystems nicht abschätzbar.

Bevor die Meeresversenkung schwacher und mittelaktiver Abfälle sowie die Einbringung hochaktiver Abfälle in den Tiefseeboden als unbedenklich angesehen werden können, bedarf es weiterer internationaler Forschungsaktivitäten auf dem Gebiet der Tiefsee-Radioökologie. Das Isotopenlaboratorium der Bundesforschungsanstalt für Fischerei wird seine Untersuchungen im April/Mai des Jahres 1980 fortsetzen.

Literatur

/1/ Feldt, W.:
Radioökologie des Meeres und der Binnengewässer
Bericht Jahrestagung Fachverband für Strahlenschutz 1974,
Umweltschutz und Strahlenschutz, Helgoland, 23.-28.9.1974
Fachverband für Strahlenschutz, Jülich

/2/ Hessler, R.R., and P.A. Jumars:
Abyssal Communities and Radioactive Waste Disposal
Oceanus, Vol. 20, No. 1, 1977

/3/ Harvey, H.W.:
The Chemistry and Fertility of the Sea Water
Cambridge University Press, Cambridge, 1955

/4/ Spencer, D.W., et al.:
The distribution of some chemical elements between dissolved and particulate phases in the osean
AEC Report No. NYO-4150-9, Woods Hole Oceanographic Institution, Woods Hole, Massachusetts, 1970

/5/ Goldberg, E.D.:
Chemistry. The Oceans as a Chemical System
The Sea, Vol. II, 3-25, John Wiley & Sons, New York, 1965

DIE ANWENDUNG DER RISIKOANALYSE AUF DIE ENDLAGERUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE

P. Krejsa

Österreichische Studiengesellschaft für Amtonenergie mbH (SGAE), Wien

Kurzfassung

Der Nachweis der Eignung eines Endlagers für radioaktive Abfälle kann nicht experimentell erfolgen, da die involvierten Zeiträume zu groß sind. Versuchseinlagerungen können daher immer nur die Brauchbarkeit verschiedener Konzepte und technischer Einrichtungen liefern. Der Risikoanalyse kommt daher für das System Endlagerung eine besondere Bedeutung zu, da aus ihr die Sicherheit oder das resultierende Restrisiko eines speziellen Endlagers gezeigt werden muß.

Die quantitative Risikoanalyse findet ihren Ausgang in der Beziehung Risiko = Eintrittswahrscheinlichkeit × Schadenspotential. Durch Anwendung der Fehlerbaumanalyse kann man in Einzelereignisse aufgliedern, die zu dem unerwünschten Top-Ereignis "Freisetzung von Aktivität in die Biosphäre" führen können. Viele Ereignisse dieser Art laufen langsam, sogar über Millionen Jahre ab, es ist daher Hauptziel, die Eintrittswahrscheinlichkeiten und eventuell ihre zeitliche Abhängigkeit zu ermitteln. Nach Bestimmung des Risikos kann nunmehr ein Vergleich mit einem vorher definierten akzeptablen Risiko durchgeführt werden, aus dem hervorgehen soll, ob das gewählte Konzept in einer bestimmten geologischen Umgebung auch für zukünftige Generationen zu keinem unerträglichen Risiko ohne Nutzen wird.

Abstract

The suitability of an ultimate storage facility for radioactive waste cannot be shown experimentally, the periods involved being too long. Therefore, experimental storage in each case can only demonstrate the usability of different concepts and engineering appliances. This is why risk analysis is of special importance for the system "ultimate storage", because from it the safety or the residual risk of a special ultimate storage facility has to be shown.

The quantitative risk analysis starts with the definition: risk is equal to the probability of occurrence times the potential damage. By applying the fault tree analysis, the se-

quence of events can be subdivided into single events which may lead to the undesirable top event "release of activity into the biosphere". Many events of this kind are developing slowly, even within a period of millions of years; thus it is the principle aim to determine the probabilities of occurrence and, if possible, their time dependence. After assessing the risk it is then possible to make a comparison with a predetermined acceptable risk which should answer the question whether the chosen concept in a specified geological environment will not become an unsupportable risk without benefit also for future generations.

1. Einführung

Für die Konzeptierung der Endlagerung radioaktiver Abfälle kommt der Sicherheits- oder Risikoanalyse eine überaus große Bedeutung zu, da die Einrichtung der Endlagerstätte und ihr Betrieb keinen praktischen Nachweis des Endlagers liefern kann. Probe- oder Versuchseinlagerungen, selbst wenn sie über mehrere Jahrzehnte erfolgen, können im wesentlichen immer nur einen konzeptionellen Beweis für die Durchführbarkeit der Methode, wie z.B. Aushub von Kavernen, Bohrungen und Einsetzbarkeit von Maschinen und Anlagenteilen, liefern. Bezüglich der Fragen möglicher Auswirkungen und Störfälle bedarf es daher eines besonderen Verfahrens, das aus den vorhandenen oder zu erstellenden Daten entsprechende Aussagen zuläßt.

Die Methode der probabilistischen Risikoanalyse, die heute weitgehend das GaU[1])-Konzept zu ersetzen beginnt, wurde im wesentlichen in der Aeronautik und der Kerntechnik entwickelt.

2. Der Begriff des Risikos

Das Risiko der Anwendung radioaktiver Stoffe besteht in den möglichen Auswirkungen seiner Strahlenbelastung. Bestimmt man für ein gewisses Ereignis die Strahlenbelastung, so gibt diese nur in Extremfällen eine Aussage über den Effekt an (z.B. Ganzkörperbestrahlung > 500 rem).

Die Strahlenbelastung kann daher im allgemeinen nur als Proportionalitätsfaktor für die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Effektes gelten. Zu wissen, daß bei einem bestimmten Ereignis mit einer Strahlenbelastung einer bestimmten Größe zu rechnen ist, wobei wieder nur ein Szenario durchgespielt werden kann, nämlich ein bestimmter Ausbreitungsfall und eine bestimmte Anordnung von Personen, bedeutet an sich wenig. Die so erhaltene Größe stellt das Schadenspotential dar. Ein großes Schadenspotential bedeutet aber noch keinen großen Schaden, da dieser erst mit dem Ereignis eintritt. Es ist daher notwendig, auch

---

[1]) *GaU = Größter anzunehmender Unfall*

die Häufigkeit des Ereignisses zu kennen. Für sich allein betrachtet, hat allerdings auch die Eintrittswahrscheinlichkeit keine Aussagekraft. Erst die Kombination dieser beiden Größen erlaubt eine quantitative, wenn auch abstrakte Form der Darstellung des Ereignisses.

Setzt man also

$$\text{Eintrittswahrscheinlichkeit} \quad W = [\text{Störfall } a^{-1}]$$

und als

$$\text{Schadenspotential} \quad S = [\text{man-rem Störfall}^{-1}],$$

so wird das Risiko

$$R = W \cdot S$$

Auf Grund von statistischen Angaben kann nun dem Ereignis ein bestimmtes Risiko zugeordnet werden, das zum Beispiel weitergehend als Anzahl der Krebsfälle pro Ereignis oder als Kosten pro Ereignis formuliert werden kann. Abstrakt ist diese Angabe deswegen noch, da sie keineswegs das Schicksal des einzelnen angibt, sondern stets ein Kollektiv behandelt. Andererseits stellt gerade diese Formulierung eine Möglichkeit dar, Risiken, die von der Gesellschaft zu ihrer Erhaltung akzeptiert werden, festzulegen. Grundsätzlich ist davon auszugehen, daß jede Gesellschaft gemäß den ihr eigenen Zielen die Risiken ihrer Mitglieder in irgendeiner Weise festlegt. Dies erfolgt z.B. bei Risiken von Arbeitsunfällen, von der früher gesetzlich vorgeschriebenen Pockenschutzimpfung, der Pflicht zur Landesverteidigung usw. Kann man auch Eintrittswahrscheinlichkeiten und Schadenspotential im allgemeinen gut definieren, so ist damit dennoch keine eindeutig individuelle Risikobewertung möglich, da die Bewertung der beiden Parameter individuell verschieden ist (wie z.B. bei sportlicher Tätigkeit ersichtlich), außerdem werden die Parameter in verschiedenen Zeiten durch verschiedene Gesellschaftsschichten unterschiedlich bewertet. Eine allgemeine Formulierung des Risikos muß daher folgende Gestalt haben:

$$R = W^m \cdot S^n$$

Mit $m = n = 1$ erhält man die heute im allgemeinen akzeptierte Formulierung des Risikos.

Nach einem Ansatz von BNWL /1/ kann das Risiko als Produkt von zwei, maximal von sieben Faktoren dargestellt werden.

$$R = A \times B \times C \times D \times E \times F \times G$$

Dabei sind

A: Wahrscheinlichkeit der Freisetzung
B: Freigesetzte Menge
C: Maß für die Charakteristik des radioaktiven Materials
D: Maß für die Effektivität des Transportweges in der Biosphäre

E: Maß für die Bevölkerungsverteilung, demographische Daten
F: Konversion von Dosis auf Gesundheitsschäden
G: Monetäres Maß

Man kann nun durch Zusammenfassung dieser Faktoren zu einer verallgemeinerten Eintrittswahrscheinlichkeit $W = A \times D \times E$ und einem Schadenspotential $S = B \times C \times F \times G$ somit wieder zur Anfangsdarstellung gelangen.

3. Das Schadenspotential

In $R = W \cdot S$ wird S als Schadenspotential bezeichnet, wenn $W < 1$ ist. Für $W = 1$ geht das Risiko in den Schaden über.

Das Schadenspotential hängt sehr stark von der möglichen Verteilung der Radionuklide in der Biosphäre ab. Auf Grund des Unterschiedes der Wirkung bei Aufnahme durch Ingestion oder Inhalation ergibt sich für Radionuklide in Luft eine um mehrere Zehnerpotenzen niedrigere zulässige Konzentration als im Wasser. Je nach Art der Annahme der demographischen Verteilungen, was insbesondere bei Berücksichtigung einer Bevölkerungsdichte in der Zukunft zu Schwierigkeiten führt, ergeben sich bei Ermittlung der möglichen Dosisbelastung als Schadenspotential Probleme.

4. Die Größe des akzeptierbaren Risikos

Das Risiko wird, wie bereits dargestellt, von verschiedenen Bevölkerungsgruppen und Einzelpersonen zu verschiedenen Zeiten und je nach Sachlage unterschiedlich bewertet. Indem man ein Risikokonzept verwendet, d.h. eine Verknüpfung von Eintrittswahrscheinlichkeiten und Schadenspotentialen durchführt, in welch generalisierter Form auch immer, steht man vor dem Problem, ein akzeptables Risiko anzugeben. Eine Frage, an die grundsätzlich gesellschaftspolitische Überlegungen zu knüpfen sind. Vom Standpunkt der pluralistischen Praxis und des Funktionierens eines Staates als Zusammenspiel von Individuen, kann eine subjektive Risikobewertung, die den Fehler des begrenzten Blickwinkels beinhaltet, als Maß wohl nicht herangezogen werden. Dieses Maß muß zwar in kritischer Zusammenarbeit aller betroffenen Gruppen erstellt werden, aber es muß verbindlich erstellbar sein, selbst dann, wenn es im Laufe der Zeit eine Korrektur erfährt.

Diese Fixierung ist notwendig, da ansonsten im Extremfall eine völlige Auflösung dessen, was wir unter Gesellschaft mit ihren Wechselwirkungen von Individuen untereinander und ihren erforderlichen Regulativen verstehen, resultieren würde. Setzen wir den Menschen als das Maß aller Dinge, so ist doch darunter nicht das einzelne Individuum zu verstehen, sondern vielmehr das Individuum im Kollektiv. Eine Beeinflussung des Menschen durch die Gemeinschaft ist ebenso zu kontrollieren wie die Absichten des einzelnen gegenüber der Gesellschaft.

Implizite Darstellungen dieser Art sind z.B. in der Strahlenschutzverordnung enthalten, in der sogar nach Berufsgruppen getrennt wird und für strahlenexponierte Personen ein dreißigfach höheres Risiko als für nicht strahlenexponierte Personen zulässig ist.

Eine erste Anwendung dieses Prinzips für die Frage der Endlagerung wie für jede Tätigkeit im Zusammenhang mit Strahlung ergibt sich aus Berechnungen von Strahlenbelastungen während des Betriebs- oder Störfalles. Für den Störfall ist man in den meisten Ländern geneigt, höhere zulässige Strahlenbelastungen anzusetzen, dies wohl aus der Überlegung, daß es sich hier um ein Schadenspotential handelt, welches im Zusammenhang mit der jeweiligen Eintrittswahrscheinlichkeit gesehen werden muß.

Die Durchführung einer Störfallanalyse mit Auswirkungen auf Personen enthält eine Reihe von Annahmen, die zu einer Standardaussage, wie z.B. die Dosisbelastung zu einem bestimmten Zeitpunkt an einer bestimmten Stelle, zusammengefügt werden müssen. Diese Art der Berechnung hat vor allem für die Frage der Endlagerung radioaktiver Abfälle den Nachteil, daß zumeist ein Störfall zu einer Zeit apostrophiert wird, zu der er mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht eintreten wird und daß über relativ große Zeiträume bezüglich der Bevölkerungsdichte, Wohn- und Nahrungsgewohnheiten, ja über die Zusammensetzung der Nahrung zur Ermittlung der einzelnen Beteiligung von Radionukliden Annahmen für eine sehr ferne Zukunft zu treffen sind. Es sollte daher das Ziel für eine Risikoermittlung darin bestehen, mit möglichst wenigen Annahmen das Auslangen zu finden und das Risiko in einer möglichst allgemeinen Art zu formulieren. Ein Ansatz bestand bereits darin, zur Darstellung des Schadenspotentials einen Risikoindex, der die Menge an Wasser oder Luft angriff, die zur Verdünnung auf höchst zulässige Konzentrationen im jeweiligen Medium erforderlich ist, zu definieren. Zieht man zur Definition des akzeptierbaren Risikos die Strahlenschutzverordnung heran mit den in Anlage 6 und 7 festgelegten Freigrenzen, so beträgt das zulässige Risiko 10^4 bis 10^5 m^3. Betrachtet man das Risiko natürlicher Uranerzlagerstätten, so beträgt das natürlich vorkommende Risiko pro Tonne Brennstoff 10^8 m^3. Eine generelle Risikoabschätzung, die sich auf den Gesamtschaden oder das Gesamtrisiko bezieht, kann daher damit verglichen werden.

4.1 Eine neue Definition des akzeptierbaren Risikos

In der zuvor genannten Größe werden starre Werte vorgegeben. Dies wird den immer vorliegenden Problemen jedoch nicht gerecht, da eine Reihe von Parametern wie Wasserfluß, Verdünnung und Abstand in das akzeptierbare Risiko eingehen müssen. Um eine Anpassung an diese Gegebenheiten zu bewirken, wird vorgeschlagen, nach folgenden Gesichtspunkten vorzugehen:

- Das akzeptierbare Risiko an einem bestimmten Ort besteht in einer Dosisbelastung, die aus 1/30 der HZK[1]) resultiert. Diese Belastung kann stets und über alle Zeiten erfolgen, und es wird auch angenommen, daß das Risiko von zukünftigen Generationen in dieser Weise beurteilt wird, da der daraus resultierende Schaden vergleichbar mit dem von Ereignissen ist, die keinen Nutzen aufweisen (1/30 HZK).

- Da eine Rekonzentration von Radionukliden entlang der Nahrungskette für manche Nuklide vorliegt, diese Nahrungsketten aber aus Gründen der Vorsehbarkeit für die Zukunft und auch für die Lebensgewohnheiten nur schwer zu bestimmen sind, wie auch manche Radionuklide wie H-3 im Wasserstrom verteilt werden, was letztlich bei Bewässerung zu einer Überführung in die Atemluft führen kann, sollen als HZK-Werte die für Luft gelten (HZK_L).

- Das Risiko hängt von der Konzentration der Radionuklide im Wasser ab, das am Aufpunkt vorliegt. Konzentrationsabnahmen infolge der axialen Diffusion im Grundwasserstrom sind schwer darstellbar sowie von den örtlichen Gegebenheiten und auch von der Größe des Abfallagers stark abhängig. Es wird daher angenommen, daß ein unendlich ausgedehntes Feld vorliegt, so daß keine Dispersion normal zur Ausbreitungsrichtung erfolgen kann. Das durch das Abfallager fließende Volumen kommt in derselben Weise auch am Aufpunkt vor.

$$V = f_w \cdot F$$

f_w: Wassergeschwindigkeit in cm s^{-1}
F: Normal zu f_w stehende Fläche des Abfallbehälters oder Lagers

- Das Abfallager oder der Abfallbehälter wird in einer bestimmten Zeit von Wasser durchflossen, während der die Auslaugung der Abfallkörper in Abhängigkeit von ihren Auslaugcharakteristika erfolgt. Diese Zeit wird auch zur Bestimmung des akzeptierbaren Risikos herangezogen, da während dieser Zeit kontaminiertes Wasser den Aufpunkt passieren kann.

$$\tau = \frac{M}{l \cdot O}$$

M: Masse Abfallkörper in g
l: Auslaugrate g cm^{-2} d^{-1}
O: Oberfläche cm^2

- Ein Zerfall von Radionukliden erfolgt während ihres Transportes vom Auslaugort zum Aufpunkt. Da die Konzentration am Aufpunkt aber gleich 1/30 HZK_L sein kann, wird die Anfangsaktivität mit $e^{\lambda t_m}$ multipliziert.

---

[1]) *HZK = Höchstzulässige Konzentration*

$$t_m = \frac{X}{f_w \cdot R_F}$$

t_m: Verzögerungszeit für das Radionuklid in Tagen
X: Entfernung Quelle - Aufpunkt in cm

$$R_F \; E \; 1 + \frac{\rho_a \cdot K_d}{\varepsilon}$$

ρ_a: Dichte g cm^{-3}
ε: Porosität
K_d: Verteilungskoeffizient Radionuklid (feste Phase - Wasser)

- Das akzeptierbare Risiko wird damit zu

$$R_a = \frac{1}{30} HZK_L \cdot V \cdot \tau \cdot e^{\lambda t_m}$$

5. Die Fehlerbaumanalyse

Die Methode der Fehlerbaumanalyse ersetzt immer mehr das GaU-Prinzip. Wird beim GaU-Prinzip ein größerer anzunehmender Störfall produziert, so besteht die Fehlerbaumanalyse darin, ein Top-Ereignis vorzugeben (z.B. Entweichen von radioaktiven Stoffen in die Biosphäre) und nach jenen Ereignissen zu suchen, die das Top-Ereignis auslösen können. Im Gegensatz zur Ereignisbaum-Analyse hat das Fehlerbaum-Verfahren den Vorteil, daß praktisch alle möglichen Ereignisse erfaßt werden können.

6. Die Ermittlung von Eintrittswahrscheinlichkeiten

Für eine Reihe von Ereignissen wie Erdbeben, Flugzeugabsturz, Meteoreinschlag, Materialfehler kann anhand der jeweiligen Statistik die Eintrittswahrscheinlichkeit als Ereignis pro Jahr oder Ereignis pro Behälter etc. dargestellt werden. Stellt man diese Eintrittswahrscheinlichkeit als Funktion der Zeit dar, so kann man entweder nach dem Ansatz von Jakubik ausgehen, der für den Eintritt des Ereignisses eine binomische Reihe ansetzt und deren Poisson-Grenzwert für große n

$$W(t) = 1 - \exp(-W_o t)$$

lautet.

Man kann auch einen Differentialgleichungsansatz mit

$$-\frac{dc}{dt} = \alpha \cdot C$$

durchführen, der mit

$$W = \frac{C_o - C}{C_o} = 1 - \exp(-\alpha t)$$

zum selben Ergebnis führt.

Auf Grund des Ansatzes der Differentialgleichung ist ersichtlich, daß eine allgemeine Darstellung

$$W = 1 - \exp(-\alpha t^n)$$

lauten kann.

Den Fall für n = 2 konnten wir bei der witterungsbedingten Zerstörung von Kunststoffbehältern nachweisen.

Eine weitere Art von Ereignissen liegt vor, wenn ein bestimmter Parameter einen vorgegebenen Grenzwert erreichen muß, damit das Ereignis eintritt. Dies ist z.B. der Fall bei einer Erosion, bei der eine geologische Barriere, die eine bestimmte Dicke aufweist, im Laufe der Zeit abgetragen wird. Das gilt auch für den Fall der Korrosion von Metallbehältern oder für die Erreichung einer zündfähigen Wasserstoffkonzentration durch Radiolyse in einem luftdicht abgeschlossenen Endlager. Zur Ermittlung der Eintrittswahrscheinlichkeit derartiger Ereignisse wird davon ausgegangen, daß die Kenntnis des Verlaufs von Parametern nie ganz genau sein kann, daß also durch das Fehlen von Information durch Meßfehler, Schwankungen der Materialzusammensetzung stets eine Unsicherheit bezüglich der Daten vorliegt, so daß die einzelnen Werte auf einer Kurve durch eine Verteilungsfunktion überlagert werden. Es wird angenommen, daß es sich dabei um eine Gaußsche Verteilung handelt. Für größere t ist dies eine passende Annahme.

Es wird

$$J = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \int_{+\infty}^{-\infty} \left[\exp - \frac{1}{2} \left(\frac{x-\mu}{\sigma}\right)^2\right] dx$$

und

$$W(t) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^{0} \exp\left[- \frac{1}{2} \left(\frac{kt-d_G}{\sigma}\right)^2 \right] dx$$

d_G = Dichte der geologischen Barriere
E^G = $(k \pm \sigma k)t$ Erosion
k = 10^{-4} m a^{-1} (Abtragung 10 cm/10^3 a)
μ = $d_G - kt$

Die Berechnung des Integrals erfolgt numerisch.

7. Das resultierende Risiko

Das resultierende Risiko, das sich aus den dargestellten Eintrittswahrscheinlichkeiten und dem Schadenspotential ergibt und mit dem akzeptierbaren Risiko für einen Aufpunkt zu vergleichen ist, wird zu

$$R(t) = W(t) \cdot S(t)$$

$$R = \frac{A_o \int_o^\infty \left[1 - \exp(-W_o t)\right] e^{-\lambda t}}{\int_o^\infty e^{-\lambda t}}$$

$$R = A_o \cdot \left(1 - \frac{\lambda}{\lambda + W_o}\right)$$

Für $W(t) = 1 - \exp(-\alpha t^2)$

$$R = A_o\left(1 - \lambda \cdot \frac{1}{2}\sqrt{\frac{\pi}{\alpha}} \exp(\lambda^2/4\alpha) \cdot \left[1 - \mathrm{erf}(\lambda/2\sqrt{\alpha})\right]\right)$$

Für den Fall, daß die Eintrittswahrscheinlichkeit zum Zeitpunkt t über eine statistische Verteilung ermittelt wird, ist das Risiko numerisch zu errechnen (Bild 1).

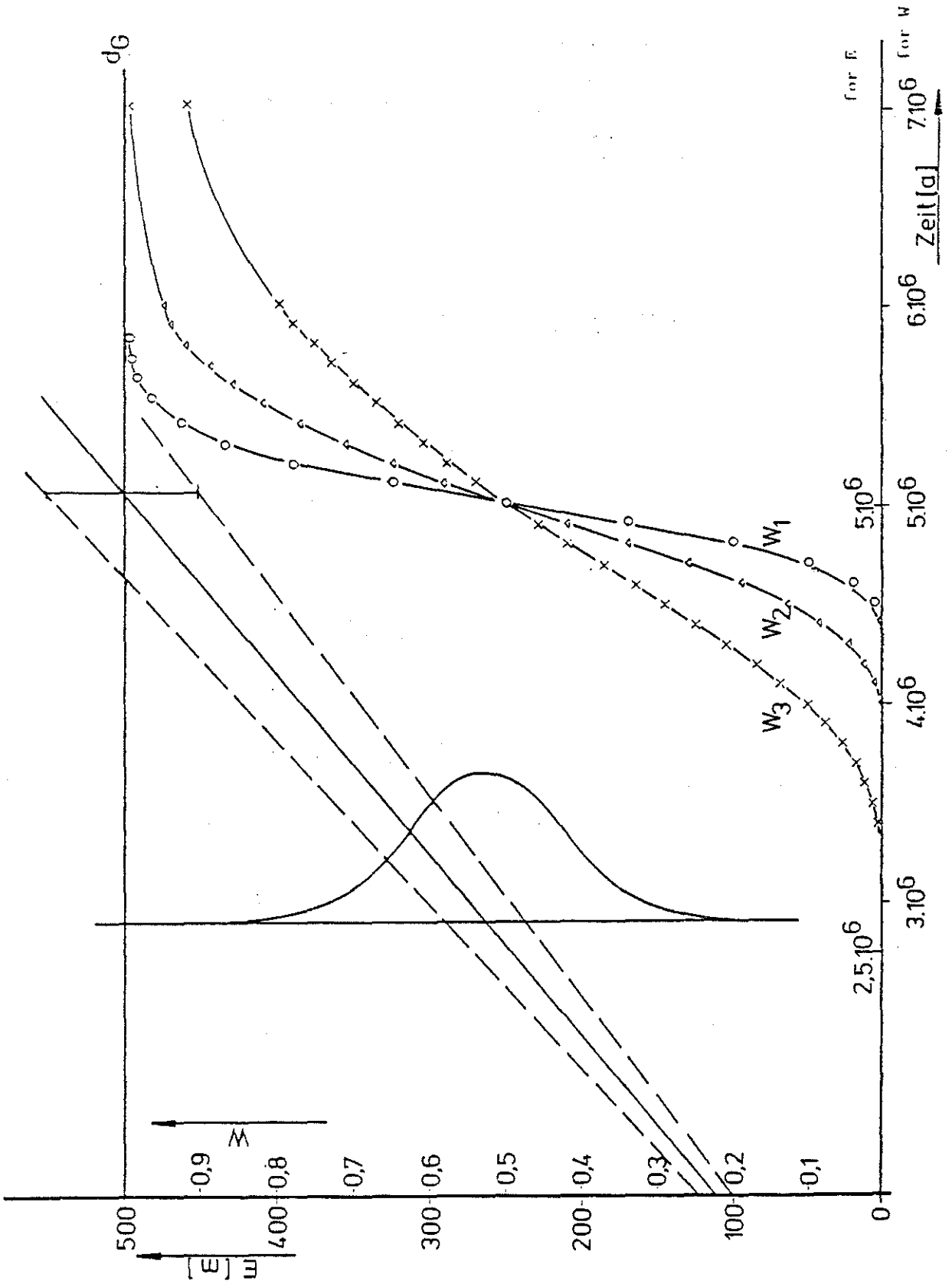


Bild 1: Erosion einer geologischen Barriere

Literatur

/1/ A risk based fault tree analysis method for identification, preliminary evaluation, and securing of potential accidental release sequences in nuclear fuel cycle operations
BNWL-1959 UC-70 (1976)

/2/ Management of commercially generated radioactive waste
DOE/EIS-0046-D (1979)

/3/ Krejsa, P.:
Status and programme of the Austrian activities for final disposal of radioactive wastes in geological formations
Workshop on Risk Analysis and Geologic Modelling in Relation to the Disposal of Radioactive Wastes into geological Formations, OECD/NEA, Ispra, 1977

/4/ Krejsa, P., und G. Müller:
Endlagerstätte für radioaktive Abfälle
Systemstudie der ÖSGAE, Teil I/3, 1977

/5/ Smailos, E., W. Diefenbacher und W. Comper:
Die Bildung von Radiolysegasen aus spaltproduktthaltigen mittelaktiven Abfällen und ihre Berücksichtigung bei der Endlagerung in einer Prototyp-Kaverne
Bericht Reaktortagung, Düsseldorf, 1976

/6/ Logan, S.E., und M.C. Berbano:
Geologic modelling in risk assessment methodology for radioactive waste management
Workshop in Risk Analysis and Geologic Modelling in Relation to the Disposal of Radioactive Waste into geological Formations, OECD/NEA, Ispra, 1977

DIE BESEITIGUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE AUS INDUSTRIE, FORSCHUNG UND MEDIZIN IN DER SCHWEIZ IN DEN VERGANGENEN 16 JAHREN

W. Hunzinger und E. Müller

Bundesamt für Gesundheitswesen, Bern (Schweiz)

Kurzfassung

Nach der Schweizerischen Strahlenschutzverordnung ist das Eidgenössische Departement des Innern verpflichtet, radioaktive Abfälle aus der Industrie, Forschung und Medizin mit Ausnahmen derjenigen aus der energieproduzierenden Kernindustrie zu sammeln und sachgerecht zu beseitigen. In den ersten zehn Jahren des Vollzugs der Schweizerischen Strahlenschutzverordnung von 1963 hat das Bundesamt für Gesundheitswesen die festen Abfälle aus den vorgenannten Betrieben eingesammelt und eingelagert. Zur Lagerung dienten behelfsmäßige Lagerstätten, zuletzt ein unbenützter Flugzeug-Hangar. Seit 1974 werden die Abfälle am Eidgenössischen Institut für Reaktorforschung konditioniert und zur Beseitigung im Rahmen der OECD/NEA im Nordatlantik versenkt. Von der Aktivitätsmenge her haben diese Abfälle nie ein Beseitigungsproblem gebracht mit Ausnahme des Radiums. Einige Dutzend mCi Radium aus früherer Radiumtherapie sind durch Tiefseeversenkung beseitigt worden. Die Definitionen der IAEA zur Anwendung der Londoner Konvention von 1972 bringen eine beträchtliche Einschränkung des Versenkungskontingentes für Radium im Vergleich zu übrigen radioaktiven Abfällen.

Der Vortrag geht nicht auf die Probleme des Strahlenschutzes bei der Sammlung, Konditionierung und Tiefseebeseitigung ein, sondern berichtet lediglich über die beseitigten Mengen und Aktivitäten der letzten 16 Jahre.

Abstract

Under the Swiss Radiological Protection Ordinance, the Confederate Department of the Interior is obligated to collect and properly dispose of radioactive wastes from industry, research, and medicine, with the exception of those produced by the power-generating nuclear industry. During the first ten years of executing the Swiss Radiological Protection Ordinance dating from 1963, the Federal Health Office has collected and stored the solid wastes from the above-mentioned installations. For storage, there were used temporary places, finally an unused hangar. Since 1974, the wastes are conditioned at the Confederate Nuclear Research Center and dumped for disposal into the

Northern Atlantic within the scope of the OECD/NEA program. As far as the amount of activity is concerned, these wastes have never been a problem - with the exception of radium. Some dozens of mCi of radium from earlier radium therapy were disposed of by deep-sea dumping. The definitions of IAEA in application of the London Convention of 1972 have brought considerable limitation on the dumping quota for radium in comparison to the remainder of radioactive wastes.

The lecture does not deal with radiological protection problems in collecting, conditioning and deep-sea dumping, but reports solely on the amounts disposed of and the activities within the last 16 years.

1. Sammlung

Nach der Schweizerischen Strahlenschutzverordnung ist das Eidgenössische Departement des Innern verpflichtet, radioaktive Abfälle aus Industrie, Forschung und Medizin mit Ausnahme derjenigen aus der energieproduzierenden Kernindustrie zu sammeln und sachgerecht zu beseitigen.

Nach Inkrafttreten der ersten Strahlenschutzverordnung am 1. Mai 1963 hat das Bundesamt für Gesundheitswesen mit der Sammlung und Einlagerung der festen Abfälle aus den genannten Bereichen begonnen. Zur Lagerung dienten behelfsmäßige Lagerstätten, so beispielsweise ein ausgedienter Flugzeugunterstand, der dem Bundesamt für Gesundheitswesen vom Eidg. Militärdepartement für eine beschränkte Zeit zur Verfügung gestellt wurde.

Die Tätigkeit des Bundesamtes für Gesundheitswesen beschränkte sich demnach in den ersten Jahren (1963 - 1971) auf die Sammlung und Lagerung der Abfälle an einem regengeschützten und eingezäunten Ort.

Im Jahre 1972 wurde dieses provisorische Zwischenlager aufgehoben und der inzwischen auf

1357 Fässer

(à 100 Liter) angewachsene Lagerbestand dem Eidg. Institut für Reaktorforschung in Würenlingen zur Konditionierung zugeführt. Seit 1974 werden sämtliche radioaktiven festen Abfälle aus den jährlichen Sammelaktionen des Bundesamtes für Gesundheitswesen direkt nach Würenlingen transportiert.

Aus Tabelle 1 geht hervor, daß aus den Jahren 1963 bis 1979 insgesamt 2900 Gebinde (Fässer zu 100 und 200 Liter sowie Kleinbehälter) radioaktiven Abfalls das Eidg. Institut für Reaktorforschung erreichten. Das Gesamtvolumen betrug ca. 300 m^3 in 16 Jahren. Die Gesamtaktivität der Abfälle ist nur für die Zeit seit 1974 bekannt.

JAHR	ANZAHL ANLIEFERER	ANZAHL GEBINDE	VOLUMEN M3	AKTIVITÄTEN (Ci)			
				H-3	ANDERE β/γ	RA	ANDERE γ
1963 - 72		1'357	136	?	?	?	?
1973		214	21	?	?	?	?
1974	16	219	14	440	11	0,025	-
1975	22	210	24	842	110	0,026	-
1976	30	186	20	614	87	0,048	-
1977	38	311	30	381	37	1,519	87
1978	42	229	24	1'586	108	0,964	-
1979	35	257	27	531	5	0,535	-
1974 - 79				4'400	360	3,1	87
1963 - 79		2'900	300				

Tab. 1: Die vom BAG in den Jahren 1963 - 1979 eingesammelten radioaktiven Abfälle aus Medizin, Forschung und Industrie

2. Abfallbehandlung

In der Form, in der die Abfälle am Entstehungsort anfallen, sind sie weder zum Transport noch zur Lagerung geeignet, so daß sie einer entsprechenden Behandlung unterworfen werden müssen. Über die gesetzlich vorgeschriebenen, durch den Abfallproduzenten durchzuführenden Behandlungsmethoden wurde bereits berichtet[1]). Sie wurden als Phase 1 der Abfallbewirtschaftung bezeichnet.

Für die endgültige Beseitigung der Abfälle kann diese Behandlung jedoch nicht immer genügen. So müssen z.B. für Abfälle zur Versenkung in die Tiefsee eine Reihe von Bedingungen erfüllt sein, die durch die nachfolgend skizzierten Konditionierungsmethoden angestrebt werden.

Durch die Gruppe "Radioaktive Abfälle" der Abteilung Strahlenüberwachung (SU) des Eidg. Instituts für Reaktorforschung werden die eintreffenden radioaktiven Abfälle in brennbare und preßbare Abfälle ausgeschieden.

---

[1]) *siehe S. 45 ff. dieses Tagungsberichtes*

2.1 Behandlung der brennbaren Abfälle

Die Verbrennung ergibt die größtmögliche Volumenreduktion; zudem lassen sich die Verbrennungsrückstände - Asche und Schlakke - recht gut mit Zement kompaktieren. Die Volumenreduktion beträgt unter Einbezug der Betonierung etwa einen Faktor 25 - 30. Die erforderliche Abgasreinigung kann unter Umständen besondere Probleme stellen. Auf jeden Fall produziert auch die Abfallverbrennung selbst wieder Abfall.

2.2 Behandlung der unbrennbaren Abfälle

Unter diesen Abfällen gibt es einen Anteil preßbaren Materials, der aussortiert und durch Verpressen im Volumen durchschnittlich um einen Faktor 2 reduziert werden kann. Grundsätzlich werden die verpreßten Abfälle in Fässer abgefüllt und die verbleibenden Zwischenräume mit Zementmilch oder einem Gemisch von Zement und radioaktivem Schlamm ausgefüllt.

Über die Erfahrungen am Eidg. Institut für Reaktorforschung in der Abfallbehandlung haben Brunner, Kalt und Schwammberger bereits berichtet[1]).

3. Meeresversenkung

Die Beseitigung von schwachaktiven Abfällen durch Versenkung in die Tiefsee wird seit 10 Jahren durch das Eidgenössische Institut für Reaktorforschung in Würenlingen für die ganze Schweiz geplant und durchgeführt. Die Aktion erfolgt in Übereinstimmung mit der Konvention über die Verhinderung der Meeresverschmutzung durch Versenkung von Abfällen (Londoner Konvention von 1972), und die Verpackung entspricht den OECD-Richtlinien. Ort der Versenkung ist die Tiefsee, ungefähr 900 km südwestlich von Englands Südspitze.

3.1 Bedingungen

Die Bedingungen, die an die Abfallbehälter und ihren Inhalt für die Beseitigung durch Meeresversenkung gestellt werden, sind kurz zusammengefaßt folgende:

- Die Abfallbehälter müssen den internationalen Transportvorschriften genügen.

- Die Abfallbehälter müssen derart beschaffen sein, daß deren Inhalt während des Absinkens auf den Meeresgrund im Behäl-

---

[1]) *siehe S. 117 dieses Tagungsberichtes*

ter eingeschlossen bleibt. Um zu verhindern, daß die Behälter unter der Einwirkung des zunehmenden Wasserdrucks beim Absinken zerstört werden, müssen die Behälter entweder vollständig gefüllt sein oder spezielle Maßnahmen müssen für den Druckausgleich sorgen. Stahlblechfässer können beispielsweise kurz vor der Versenkung angebohrt werden.

- Um sicher zu sein, daß die Behälter den Meeresgrund erreichen, muß deren mittlere Dichte über 1,2 t/m^3 betragen.

- Für die Versenkung sind nur feste oder verfestigte Abfälle zugelassen, jedoch keine Materialien oder Gegenstände, bei denen die Gefahr besteht, daß sie später wieder auftauchen. So ist beispielsweise Polyäthylen von der Meeresversenkung ausgeschlossen mit Ausnahme genau spezifizierter Fälle: Zum Beispiel können Gegenstände aus Polyäthylen, die durch eine besondere Behandlung für jede spätere Wiederverwendung unbrauchbar gemacht worden sind, zur Meeresversenkung zugelassen werden. Die dem Eidg. Institut für Reaktorforschung zugeführten radioaktiven Abfälle aus Industrie, Forschung und Medizin werden nach diesen Kriterien konditioniert. Es ergaben sich konditionierte Abfallmengen, wie sie in Tabelle 2 den angelieferten Abfallmengen gegenübergestellt sind.

JAHR	ANLIEFERUNG				KONDITIONIERTER ABFALL		
	ANZAHL GEBINDE			VOLUMEN m3	ANZAHL 200 L-FÄSSER	ANZAHL TYP B - CONTAINER	GEWICHT T
	KLEIN-BEHÄLTER	100 L-FÄSSER	200 L-FÄSSER				
1963 - 72	-	1357	-	136	287	4	86
1973	4	210	-	21	-	-	-
1974	-	129	-	14	40	4	35
1975	-	179	30	24	57	4	26
1976	8	163	15	20	33	2	35
1977	53	230	27	30	57	7	23
1978	21	188	15	24			44
1979	46	179	19	27			12
1963 - 77				245			205

Tab. 2: Angelieferter und konditionierter Abfall aus Medizin, Forschung und Industrie

Von der Aktivitätsmenge her betrachtet, haben diese Abfälle nie ein Beseitigungsproblem gebracht, mit Ausnahme des Radiums. Ein 200-Liter-Stahlfaß kann höchstens 50 Millicurie Radium enthalten und pro 100 Tonnen dürfen nicht mehr als 100 Millicurie Radium versenkt werden. Seit einigen Jahren werden vom Bundesamt für Gesundheitswesen die Radiumbestände der Gynäkologie und in Schulen eingesammelt und als radioaktiver Abfall beseitigt. Die Erfahrung hat gezeigt, daß das Radium ohne weiteres durch das weniger gefährliche Cäsium ersetzt werden kann. Dies ist der Grund, weshalb in den letzten Jahren mehr als 3 Ci Radium beseitigt werden mußten.

Man kann sich auch die Frage stellen, welche spezifischen Aktivitäten der zementierte Abfall aufweist, der da auf dem Meeresgrund seinem langsamen Zerfall entgegensieht und dabei die eingeschlossenen Radionuklide freisetzt, falls diese in der Zwischenzeit nicht schon selbst zerfallen sind.

Aus den entsprechenden Werten der Tabelle 1 und 2 errechnet sich eine spezifische α-Aktivität von

$$\frac{3{,}1 + 87}{119\ t} = \frac{90\ Ci}{119\ t} = 0{,}8\ Ci/t = 800\ nCi/g$$

oder 40 000 × die Minimalgrenze von 20 pCi/g.

Die spezifische β-Aktivität (ohne Tritium) ist:

$$\frac{358\ Ci}{119\ t} = 3\ Ci/t = 3000\ nCi/g$$

oder 150 × die Minimalgrenze von 20 nCi/g.

3.2 Kosten

Die Konditionierungs- und Beseitigungskosten sind in Tabelle 3 zusammengestellt. Sie betragen im Mittel 250 Franken pro angeliefertes Gebinde. Die Beseitigungskosten machen davon 15 bis 20 % aus. Diese relativ bescheidenen Versenkungskosten kommen teilweise dadurch zustande, daß der radioaktive Abfall des Bundesamts für Gesundheitswesen zusammen mit ungefähr zehnmal größeren Mengen Abfall aus dem EIR und aus Kernkraftwerken zur Versenkung gelangt.

JAHR	ANZAHL GEBINDE	K O S T E N (FRANKEN)				TOTAL KOSTEN PRO GEBINDE
		VER-BRENNUNG	ANDERE KONDITIO-NIERUNG	MEER-VER-SENKUNG	TOTAL	
BIS 1972	1'357	-	260'000 *			
1973	214	-	41'000 *	78'000	410'000	240
1974	129	-	29'000			
1975	210	-	34'000	8'900	43'000	210
1976	186	4'400	31'000	12'000	47'000	250
1977	311	1'100	66'000	9'300	76'000	250
1978	229	2'500*	44'000 *	19'000	66'000	260
T O T A L	2'636				640'000	250

*) LINEAR INTERPOLIERT

Tab. 3: Konditionierungs- und Beseitigungskosten

FRAGEN DES STRAHLENSCHUTZES IN DEN ANLAGEN DES BUNDES ZUR SICHERSTELLUNG UND ENDLAGERUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE

D. Ehrlich und H. Emmermann

Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB), Braunschweig

Kurzfassung

Nach dem Entsorgungskonzept der Bundesregierung ist vorgesehen, Krypton-85 nicht in die Atmosphäre abzublasen, sondern ca. 100 Jahre lang unter Aufsicht aufzubewahren und hochaktiven Abfall in Form von Glasblöcken in einer Edelstahlkokille so lange aufzubewahren, bis die Aktivität bzw. Wärmeentwicklung abgeklungen ist, so daß eine Endlagerung möglich wird.

Für die Endlagerung radioaktiver Abfälle ist die Errichtung eines Grubengebäudes mit Schächten, Strecken, Kammern usw. in einem unverritzten Salzstock geplant. Die bisherigen unabhängigen Planungen berücksichtigen Qualitätskontrolle der Abfälle durch die PTB, Einbahnverkehr unter Tage für alle Arten von Transporten, Trennung des Einlagerungsbetriebes vom Salzförderbetrieb in örtlicher, zeitlicher und wettermäßiger Hinsicht sowie wettertechnische Trennung der verschiedenen Einlagerungsbereiche.

Es wird ein kurzer Überblick über einziehenden Wetterschacht für Salzförderung und Personenfahrung, ausziehenden Wetterschacht für die Abfalleinlagerung, Wetterabteilungen, Versturzkammern, Stapelkammern, Absenkkammern und Bohrlöcher gegeben. Besonderes Augenmerk wird auf die Konzepte Verkehr, Bewetterung, Filterung gerichtet, da ihnen große radiologische Bedeutung zukommt. Über Möglichkeiten der Einteilung des Bergwerks in Strahlenschutz- und Nichtstrahlenschutzbereiche wird berichtet. Ortsdosisleistung und Personendosis können durch Abstands-, Abschirm- und administrative Maßnahmen in erforderlichen Grenzen gehalten werden.

Personendosis, Ortsdosis(leistung), Kontamination an Personal und Geräten, Luftaktivität in der Grube und am Austritt der Abwetter aus dem Diffusor werden überwacht. Über die Abgabe radioaktiver Stoffe mit den Abwettern bei bestimmungsgemäßem Betrieb und bei Störungen können zwar noch keine endgültigen Angaben gemacht werden, doch ist allenfalls mit Auswirkungen vernachlässigbaren Ausmaßes zu rechnen.

Abstract

According to the concept of the Federal Government for waste management, there is provided for Kr-85 not to be blown into the atmosphere but to be kept under supervision for about 100 years, and for high-level activity waste to be guarded in the form of glass blocks within a stainless steel mold until the activity resp. the heat production has decreased, so that ultimate storage becomes possible.

For ultimate storage of radioactive wastes there is planned the construction of a mine building with pits, galleries, chambers etc. in an untouched salt dome. The independent designs made up to now account for quality control of the wastes by PTB, one-way traffic underground for all kinds of transports, separation of the storing operations from salt mining with respect to site, time, and ventilation, as well as separation of the ventilation systems of the different storage areas.

There is given a short survey on the downcast ventilation shaft for salt mining and personnel transport, upcast ventilation shaft for waste storage, ventilation systems, dumping chambers, pile chambers, lowering chambers and bore holes. Special attention is drawn to the concept for traffic, ventilation, filtering, these being of great radiological importance. There is reported on the possibilities of subdividing the mine into radiation-control areas and non-controlled areas. Local dose-rate and individual dose can be kept within the required limits by exclusion distance, shielding and administrative measures.

Individual dose, local dose(rate), contamination of personnel and equipment, air activity in the pit and at the outlet of the exhaust air at the diffusor will be monitored. Though it is not yet possible to make final statements on the release of radioactive effluents with the exhaust air in normal operation and under fault conditions, at the most effects of negligible extent are to be expected.

1. Zuständigkeit der PTB nach dem Atomgesetz

Nach § 23 AtG ist die PTB zuständig

- für die staatliche Verwahrung von Kernbrennstoffen,
- für die Genehmigung der Aufbewahrung von Kernbrennstoffen (auch abgebrannten) außerhalb der staatlichen Verwahrung sowie deren Rücknahme oder Widerruf,
- für die Genehmigung der Beförderung von Kernbrennstoffen, Großquellen sowie deren Rücknahme oder Widerruf,
- für die Errichtung und den Betrieb von Anlagen des Bundes zur Sicherstellung und Endlagerung radioaktiver Abfälle.

Der Vortrag beschäftigt sich mit den Fragen des Strahlenschutzes bezüglich des letzten Punktes. Dabei wird vom bisherigen Konzept der Bundesregierung, einem integrierten Entsorgungszentrum mit einer 1400-jato-Wiederaufarbeitungsanlage, ausgegangen.

2. Sicherstellungsläger

2.1 Grundsätzliches

Die Gründe für die Notwendigkeit von Sicherstellungslängern liegen für Kr-85 darin, daß es nicht einfach abgeblasen werden soll, für den HAW[1]) darin, daß in einer Endlagerstätte bestimmte Temperaturen an der Grenzfläche Abfall - Gestein nicht überschritten werden dürfen und daß zur Erhaltung der Langzeitsicherheit der Lagerstätten nur eine maximale Wärmemenge untergebracht werden kann.

Es gibt verschiedene Lagertechniken von der Naßlagerung in Wasser mit erzwungenem Kreislauf über die Trockenlagerung mit Wärmetauscher Luft/Wasser (erzwungener Wasserkreislauf), die Trockenlagerung mit erzwungener Luftkühlung (Filter) u.a. bis hin zur Trockenlagerung mit Kühlung durch Luft mittels Naturzug.

Über die Strahlenschutzprobleme im Zusammenhang mit letzterer Technik soll im folgenden kurz gesprochen werden. Zugrunde liegen vorläufige Arbeiten der Firma Nukem /1/ zur Machbarkeit solcher Läger im Auftrag der PTB. Bild 1 zeigt einen Schnitt durch ein solches Naturzuglager im Prinzip.

2.2 Krypton-Lager und HAW-Glasblock-Lager

Kr-85 soll in offenen Schächten in jeweils 5 Druckgasflaschen übereinander gelagert werden. Für das Glasblocklager sind Einheiten zu je 4 Lagerzellen (symmetrische Bauweise mit Mittelgang zur Inspektion) vorgesehen. Die Glasblöcke sollen zu 6 Stück übereinander in den offenen Schächten gelagert werden.

2.2.1 I n v e n t a r

In Tabelle 1 sind, ausgehend von den bisherigen Planungen und von einer 1400-jato-Wiederaufarbeitungsanlage, die Inventare pro Abfallgebinde und Lager sowie - zum Verständnis der Radiotoxizität - die nach der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) maximal zulässigen Aktivitätszufuhren durch Inhalation aufgeführt.

---

[1]) *HAW = High Active Waste*

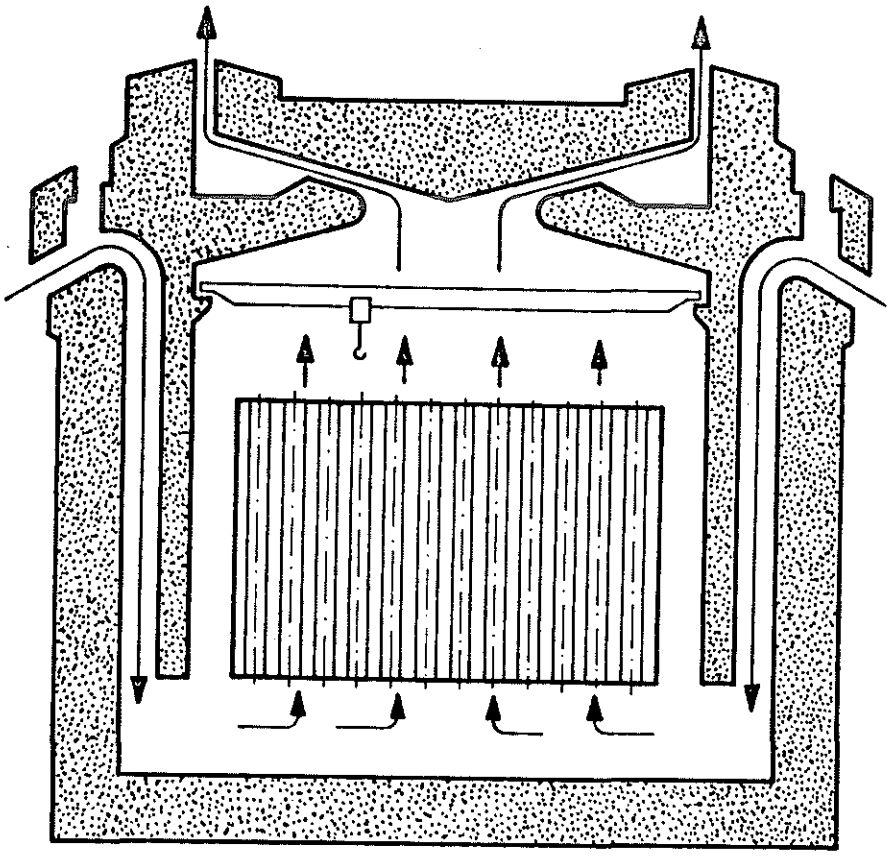


Bild 1: Naturzuglager zur Sicherstellung von Kr-85-Flaschen bzw. HAW-Glasblöcken (Prinzipskizze)

Für Kr-85 ist an eine Lagerzeit von 100 Jahren gedacht. Die Lagerzeit der HAW-Glasblöcke beträgt nach den bisherigen Planungen 4 Jahre.

Längere Lagerzeiten sind möglich und wahrscheinlich und richten sich letztlich nach dem Inventar der Glasblöcke und nach den Ergebnissen der Wärmerechnungen für den Salzstock.

2.2.2 Abgabe radioaktiver Stoffe aus den Lägern

Geht man - wie die Planungen vorerst vorsehen - bei den Kr-85-Flaschen von keiner weiteren Barriere aus, so ist zur Ermittlung der Emission bei bestimmungsgemäßem Betrieb eine Stand-der-Technik-Leckrate maßgebend. Ein erreichter Wert ist 10^{-8} bar cm^3/s, bezogen auf 1 bar Überdruck, der Flaschendruck beträgt 130 bar. Es errechnet sich eine jährliche Abgabe aus dem Lager mit der Abluft von ca. 1000 Ci/a, was in 100 m Entfer-

Abfallart:	Kr-85	HAW
Inventar pro Gebinde [Ci] (3 a nach BE-Entnahme aus Reaktor; anschließend Wiederaufarbeitung) (3 a nach BE-Entnahme aus Reaktor; anschließend WA; 3 a Lagerzeit fl. HAW)	$3,5 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^5$
Abfall pro Jahr (aus 1400-jato-WA-Anlage)	40 Flaschen	1760 Kokillen
Lagerkapazität:	800 Flaschen	ca. 7000 Kokillen
Lagerfüllzeit [a]:	20	4
max. Lager-Inventar [Ci]	$1,6 \cdot 10^8$	$1,4 \cdot 10^9$
max. zulässige Aktivitätszufuhr durch Inhalation nach StrlSchV Tab. IV 1 [Ci/a]	$1,2 \cdot 10^{-4}$	ca. 10^{-8}
Zeichenerklärung: BE = Brennelement WA = Wiederaufarbeitung		

Tab. 1: Radioaktives Inventar in den Sicherstellungslägern

nung von der Emissionsstelle eine mit den Forderungen der StrlSchV vereinbare Jahresdosisleistung von $\dot{D}_\beta \approx 1$ mrem/a (Haut) bedeutet.

Bei plötzlichem Leckwerden einer Flasche muß an oben genanntem Aufpunkt mit einer Submersionsdosis von einigen rem gerechnet werden. Um die Anforderungen der Strahlenschutzverordnung zu erfüllen, ist also durch geeignete Maßnahmen, zu denen insbesondere die Auslegung gegen Flugzeugabsturz gehört, eine Reduzierung der Abgabemengen im Störfall herbeizuführen.

Aus einer zugeschweißten Kokille ist im Normalbetrieb des Lagers eine Aktivitätsfreisetzung nicht möglich, solange der Stahlmantel der Kokille intakt ist. Dagegen kann Aktivität, die auf der Oberfläche der Kokille haftet bzw. die im Strahlungsfeld außerhalb der Kokillen entsteht, aerosolförmig freigesetzt werden. Dabei kann es sich um Aktivierung von Staub oder Korrosionsprodukten z.B. der Gestelle handeln. Vorläufige Berechnungen /1/ ergeben eine jährliche Abgabe der β- und γ-Aktivität aus dem Lager von 55 mCi, wobei der Hauptbeitrag von

den Nukliden Mn-56 und Fe-55 geliefert wird. Die jährliche Dosis am ungünstigsten Aufpunkt in 100 m östlich vom Lager beträgt ca. 0,2 mrem (Ganzkörper) bzw. ca. 2 mrem (Knochen).

2.2.3 Ortsdosisleistung, Streustrahlung; Überwachung

Die Ortsdosisleistung der Lagerzelle beträgt für das Kr-85-Lager bis zu 10^4 rem/h, für das gefüllte Glasblocklager bis zu 10^5 rem/h. Außer Problemen mit dem Material, das auf längere Zeit diesem Strahlenfeld ausgesetzt ist, stellt sich in diesem Zusammenhang auch das Problem der Intervention: Ein Betreten des Raumes oberhalb der Lagerzelle ist unmöglich.

Die Streustrahlung an den Öffnungen von Zu- und Abluftschächten stellt vermutlich kein Problem dar, da die Ortsdosisleistung höchstens im Bereich mrem/h zu liegen scheint; genauere Rechnungen stehen noch aus.

Für die Überwachung der Abgabe radioaktiver Stoffe aus den Lägern ist ein Detektionssystem erforderlich. Zur Identifizierung möglicherweise defekter Flaschen bzw. Kokillen kann man sich ein Deckelsystem vorstellen, das gleichzeitig eine Erhöhung der Meßempfindlichkeit mit sich brächte. Eine Bearbeitung muß noch erfolgen.

3. Endlager

3.1 Grundlagen

In der Bundesrepublik Deutschland ist die Errichtung eines Grubengebäudes in einem unverritzten Salzstock zur Aufnahme der radioaktiven Abfälle aus der Wiederaufarbeitung und - gegebenenfalls - auch anderer radioaktiver Abfälle geplant. Die Fragen des Strahlenschutzes betreffen neben der Ortsdosisleistung, Ortsdosis und Personendosis vor allem Kontaminationsprobleme an Oberflächen und in der Grubenluft bzw. in den Abwettern bei bestimmungsgemäßem Betrieb und bei Störfällen. Da diese Probleme unmittelbar mit dem Inhalt und den Materialeigenschaften des Abfalls zusammenhängen, soll deshalb zunächst über das Inventar gesprochen werden. Für die bisherigen Planungen wurden die Abfälle einer 1400-jato-Aufarbeitungsanlage zugrunde gelegt. In der Tabelle 2 sind für die verschiedenen Abfallarten die Einlagerungsmethoden, α- und β,γ-Aktivitäten[1]) pro Jahr sowie, als dimensionslose Zahl, das radiologisch gewichtete Inventar (RGI) für jede Abfallart pro Jahr angegeben /2/.

---

[1]) *Von der PTB für die Planungen zugrunde gelegte Aktivitätsinventare*

Abfallart	Einlage-rungsart	Alter bei Einlagerung [a]	α-Aktivität [Ci/a]	β,γ-Aktivität [Ci/a]	RGI
A 1 HAW-Glasblöcke	BT	10	$4{,}75 \cdot 10^{6}$	$3{,}7 \cdot 10^{8}$	$3{,}34 \cdot 10^{16}$
A 2 Hülsen u. Strukturteile Klärschlamm-Filterk. MAW-Schrott- u. Corebauteile	BT	3 (Core:12)	$6{,}6 \cdot 10^{4}$	$1{,}26 \cdot 10^{8}$	$6{,}3 \cdot 10^{14}$ $7{,}5 \cdot 10^{14}$ $6{,}8 \cdot 10^{13}$
A 3 MAW - flüssig	ST od.AT	3	$3{,}6 \cdot 10^{4}$	$1{,}35 \cdot 10^{6}$	$2{,}6 \cdot 10^{14}$
A 4 MAW - fest Harze, Filter ...	ST od.AT	3	$0{,}03 \cdot 10^{4}$	$0{,}09 \cdot 10^{6}$	$2{,}3 \cdot 10^{13}$
A 5 MAW organisch TBP	ST od.AT	3	-	-	$3 \cdot 10^{11}$
A 6 LAW flüssige u. feste Abfälle	VT	3	$0{,}31 \cdot 10^{4}$	$0{,}07 \cdot 10^{6}$	$5{,}5 \cdot 10^{13}$
A 7 LAW α-haltig für brennbare Abfälle, Kunststoffe	VT od.ST	3	$4{,}76 \cdot 10^{4}$	$1{,}7 \cdot 10^{6}$	$2{,}9 \cdot 10^{15}$
		Summe:	$4{,}9 \cdot 10^{6}$	$5{,}0 \cdot 10^{8}$	$3{,}8 \cdot 10^{16}$

RGI = (pro Jahr eingelagertes Inventar [Ci/a])/(pro Jahr max. zulässige Aktivitätszufuhr durch Inhalation nach StrlSchV, Tab. IV 1 [Ci/a])
VT = Versturztechnik, ST = Stapeltechnik, AT = Absenktechnik, BT = Bohrlochtechnik

Tab. 2: Radioaktives und radiologisch gewichteten Inventar (RGI) pro Jahr eines Endlagers für die radioaktiven Abfälle aus einer 1400-jato-Wiederaufarbeitungsanlage und für Core-Bauteile /2/

$$RGI = \frac{\text{pro Jahr eingelagerte Aktivität [Ci/a]}}{\text{max. zulässige Jahresaktivitätszufuhr durch Inhalation [Ci/a]}} = \text{Maß für die Radiotoxizität}$$

Das RGI stellt keine Aussage über die Gefährdung der Umwelt dar, sondern ist ein Maß für die relative Toxizität der unterschiedlichen Abfallarten.

3.2 Strahlenschutzrelevante Randbedingungen für ein Bergwerkskonzept

Folgende Randbedingungen werden betrachtet:

- wirksame Kontrolle vor der Einlagerung, ob die Spezifikationen der Abfälle eingehalten sind;

  Die aus radiologischer Sicht relevanten Parameter betreffen die Nuklidzusammensetzungen und Aktivität sowie die Oberflächendosisleistungen, die Kontamination und den mechanischen Zustand der Gebinde. Im Gegensatz zum Problem der Bestimmung von Oberflächendosisleistung, Kontamination, Aktivität γ-strahlender Nuklide ist das Problem der zerstörungsfreien Messung der Anteile an nicht γ-strahlenden Nukliden und Spaltstoffen noch nicht oder nur wenig zufriedenstellend gelöst.
- grundsätzlicher Einbahnverkehr unter Tage für alle Arten von Transporten;
- Entkopplung des Einlagerungsbetriebs vom Salzförderbetrieb;
- geeignete Bewetterung der Einlagerungsorte;
- wettertechnische Trennung der Einlagerungsbereiche durch selbständige, voneinander unabhängige, abschottbare Wetterabteilungen.

Diese Randbedingungen sind in die Planungen eines standortunabhängigen Endlagerbergwerks /3/ eingegangen.

3.3 Überblick über die standortunabhängigen Planungen für ein Endlagerbergwerk

- Es sind zwei Schächte vorgesehen, der eine für den Salzförderbetrieb und die Seilfahrt (Personal), der andere für die Einlagerung der Abfälle.
- Die Abfälle sollen je nach Typ nach 4 verschiedenen Verfahren eingelagert werden: Versturztechnik (VT), Stapeltechnik (ST), Absenktechnik (AT), Bohrlochtechnik (BT). Das Grubengebäude ist - im Vorgriff auf den Gorlebener Salzstock - in einen West- und einen Ostflügel aufgeteilt. Jeder

Flügel umfaßt zwei Wetterabteilungen, die den Einlagerungsverfahren ST, VT und AT, BT/MAW sowie BT/HAW zugeordnet sind (Bild 2).

Der Betrieb des Bergwerks erfolgt im Rückbauverfahren, d.h. die Strecken werden zu Beginn bis an die Grenzen der zur Verfügung stehenden Einlagerungsfelder (Sicherheitspfeiler am Rande des Salzstocks!) vorgetrieben, dort werden sukzessive unter Rückwärtsgehen Kammern bzw. Bohrlöcher erstellt, verfüllt und verschlossen einschließlich der Strecken, bis man wieder in die Nähe der Schächte gelangt. Das gesamte Grubengebäude ist dann verfüllt (mit Abfall und Salz) und es werden zum Schluß die Schächte verfüllt (Ende der Einlagerung).

3.4 Das Konzept Verkehr - Bewetterung - Filterung

Das Problem Verkehr stellt sich insbesondere auch deshalb, weil ja parallel zum Einlagerungsbetrieb immer neue Kammern usw. erstellt und volle versetzt werden. Es wird das Konzept des kürzest möglichen Offenstehens der Kammern verfolgt. Der Verkehr erfolgt generell einbahnig auf den immer doppelt vorhandenen Strecken im Norden und Süden (Bild 2). Im Zusammenhang damit muß die Wetterführung gesehen werden: Einziehender Wetterschacht ist derjenige, in dem Seilfahrt und die Salzförderung erfolgen. Auch auf den Strecken verkehren die Salztransporte in den Frischwettern, die Einlagerungsfahrzeuge in den Abwettern, die durch den Einlagerungsschacht die Grube verlassen. Mit dieser lokalen und wettermäßigen Trennung der Einlagerungs- von den Salz-Transporten ist eine Kontamination der Salzfahrzeuge und damit des Salzes auf der Salzhalde ausgeschlossen. Durch die Unterteilung in die vier obengenannten Wetterabteilungen läßt sich eine möglicherweise auftretende Kontamination auf verhältnismäßig kleine Grubenteile beschränken; Personal in einer kontaminierten Strecke kann schnell in eine benachbarte "saubere" Wetterabteilung überwechseln. Durch Schließen entsprechender Wettertüren können einzelne Wettermengen zeitweilig reduziert und damit ein Austreten von Radioaktivität aus dem Abwetterschacht begrenzt werden.

Wir gehen davon aus, daß sich damit das 30-mrem-Konzept bei bestimmungsgemäßem Betrieb einhalten läßt. Eine Filterung der gesamten Grubenabwetter ist nicht vorgesehen und ist wegen der großen Volumenströme von ca. 20 000 m^3/min ohne Zusatzmaßnahmen schwer realisierbar.

Es gibt Teile des Grubengebäudes, die nicht durchschlägig bewettert werden: Das sind - außer Stichstrecken beim Auffahren neuer Kammern - die in Betrieb befindlichen Einlagerungskammern für VT, ST, AT sowie die Bohrlöcher. Die großen Versturz- und Stapelkammern werden - wie in der Bergtechnik üblich - in blasender oder saugender Weise über Rohre mit Frischwettern versorgt. Vom Standpunkt des Strahlenschutzes ist eine Entscheidung noch nicht gefallen. Auf alle Fälle muß in den Kam-

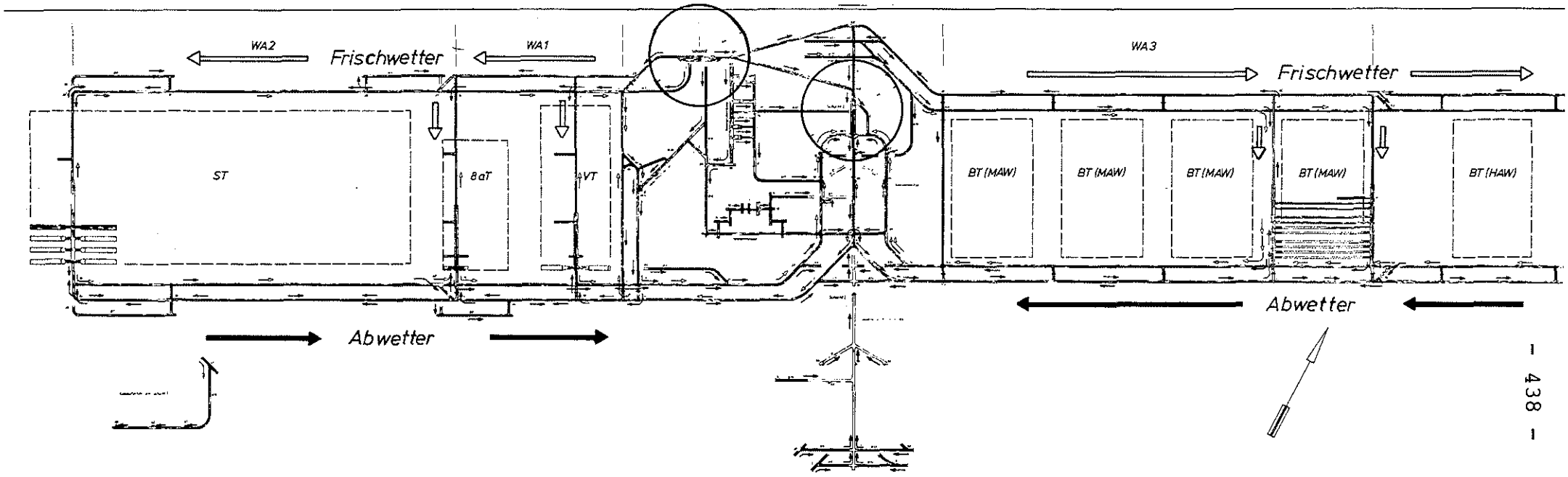


Bild 2: Grundriß der Einlagerungssohle des (standortunabhängigen) Endlagerbergwerks, im Osten abgeschnitten

Schacht II: einziehende Wetter
Schacht I: ausziehende Wetter

mern die Ansammlung radioaktiver Stoffe in der Luft verhindert werden und die Abwetter aus den Kammern müssen kontrollierbar sein. In den Absenkkammern und Bohrlöchern wird das durch Unterdruckhaltung von einigen mbar bewirkt: Ein Ventilator saugt Luft aus der Kammer bzw. dem Bohrloch - in die durch vorhandene oder beabsichtigte Undichtheiten Frischluft nachströmt - und gibt sie über Absolutfilter ab. Außerdem wird dadurch die Ansammlung radiolytisch gebildeter Gase und somit die Bildung zündfähiger Gemische mit möglicherweise radiologischen Auswirkungen verhindert. Das Problem Radiolyse wird u.a. im Rahmen einer Schwachstellenstudie in unserem Auftrag analysiert.

3.5 Ortsdosisleistung, Personendosis, Strahlenschutzbereiche

Diese Fragen sollen, da sie sicher alle lösbar sind, nicht ausführlich behandelt werden, obwohl die Hauptbeiträge zur Strahlenbelastung des Personals sicherlich durch die direkte Strahlung des Lagergutes verursacht werden. Die radioaktiven Abfälle werden - mit Ausnahme des LAW und der Verlorenen Betonabschirmungen - in wiedergewinnbaren Transportbehältern befördert. Die Ortsdosisleistung im Endlager wird in den Einlagerungskammern durch die Strahlung der nackten bzw. mit Salz bedeckten Fässer, in den Strecken, am Füllort und in der Schachthalle durch die Abschirmung der Transportbehälter bestimmt. Durch geeignete Abschirmstärken der Transportbehälter, Wände, Strahlenschutzschieber und Salzschichtdicken in Verbindung mit einem geeigneten Transport- und Handhabungskonzept kann somit die Personendosis in den erforderlichen Grenzen gehalten werden.

Bei der Einteilung des Endlagers in Strahlenschutz- und Nichtstrahlenschutzbereiche werden außer der maßgebenden Ortsdosisleistung und Personendosis auch Gesichtspunkte eines möglichst flexiblen Betriebsablaufes mit berücksichtigt. Die unserer Meinung nach beste Lösung ist eine solche mit möglichst kleinen und wenig Kontrollbereichen: Absenkkammern und Bohrlöcher bilden Sperrbereiche, Versturzkammern und Stapelkammern sowie die Beschickungskammern bzw. -strecken von Absenkkammern bzw. Bohrlöchern bilden Kontrollbereiche, ebenso Teile des Füllortbahnhofs. Die schon mit Salz bedeckten Teile der Versturz- und Stapelkammern können durch entsprechende Salzschichten auf dem Niveau betrieblicher Überwachungsbereiche gehalten werden. Teile des Grubengebäudes werden im Falle einer Aktivitätsfreisetzung zum Kontrollbereich erklärt. Mit diesem Konzept wäre gewährleistet, daß

- das Salz auf der Halde nicht aus einem Strahlenschutzbereich (Überwachung ist nicht nötig) kommt,

- sich wenig Personal in Strahlenschutzbereichen aufhält.

Dieses Konzept ist gebunden an die gleichbleibende Qualität der Abfälle, also an deren Kontrolle, und geht davon aus, daß die

Inhalationsbelastung klein gegen die Belastung durch Direktstrahlung ist. Die β- und γ-Submersionsbelastungen ihrerseits sind klein gegen die Inhalationsbelastung (Faktor $10^{-6}...10^{-3}$).

3.6 Strahlenschutz: Überwachung, Instrumentierung, Organisation

Überwacht werden sollen Personendosis, Ortsdosisleistung, Ortsdosis, Kontamination an Personal und Gerätschaften: Das ist nach dem Stand der Technik machbar. Unkritisch dürfte auch die Umgebungsüberwachung (Luft/Boden/Vegetation/Wasser) sein. Weitaus komplizierter stellt sich das Problem der Überwachung der Aktivität in den Grubenwettern dar. Eine Messung sollte in jedem Fall an den Einlagerungsorten sowie in beiden Schächten über und unter Tage erfolgen. Das ist erforderlich auch aus Gründen der Bilanzierung im Zusammenhang mit der Abgabe radioaktiver Stoffe: Das Grubengebäude mit seinem ca. 50-km-Strekkennetz hat, wie erste Rechnungen zeigen /2/ und wie aus dem Asse-Jahresbericht 1977 /4/ hervorgeht, eine Rückhaltefunktion. Man muß danach damit rechnen, daß etwa die Hälfte der Aktivität der Frischwetter im Grubengebäude adsorbiert wird.

Für den Betrieb ist auf alle Fälle eine kontinuierliche Überwachung der Grubenluft auf α- und β-Aerosole geplant. Teile der Wetterströme werden über Filter geleitet und die bestaubten Filter nuklidspezifisch ausgemessen. Die Probleme Salzstaub und Meßempfindlichkeit sind noch zu lösen.

Eine gewisse Sonderstellung nimmt wegen des umständlichen Nachweises das Nuklid Tritium ein. In welchem Maße Tritium aus Abfällen freigesetzt wird, ist gegenwärtig Gegenstand von F+E-Untersuchungen.

Zur Organisation des Strahlenschutzes soll bemerkt werden, daß bei Störungen und Störfällen unter Tage zusätzlich zum Strahlenschutzpersonal die Grubenwehr eingesetzt wird. Sie muß zu diesem Zweck auch in strahlenschutztechnischer Hinsicht geeignet ausgerüstet sein.

3.7 Freisetzung und Abgabe radioaktiver Stoffe und Auswirkungen auf die Umwelt

Es gibt bisher keine belastbaren Daten über die Abfälle und über mögliche Aktivitätsfreisetzungen aus den Abfällen. Somit lassen sich bisher Abgabemengen bei bestimmungsgemäßem Betrieb und bei Störungen/Störfällen nicht nennen.

Vorläufige Aussagen auf der Basis von Modellannahmen sollen Ende 1979 vorliegen /2/. In dieser Studie werden Störfälle unter anderem aus folgenden Bereichen untersucht: Anlieferung, Handhabung, Förderkorbbeschickung, Transport und Handhabung

(1) Nuklid	(2) Aktivitätszufuhr für Personen d. Kategorie A; § 52, Tab. IV 1 StrlSchV [Ci/a]	(3) max. zulässige Konzentration in der Grubenluft (2500 m³/a) [Ci/m³]	(4) nach (3) max. zulässige Abgabe mit 10^{10} m³/a Abwetter [Ci/a]	Aufgrund von Ausbreitungsrechnungen aus (4) sich ergebende Dosisbelastung; Aufpunkt in 100 m östlich. [mrem/a]					(6) max. Abgabe nach 30/90/180 mrem Konzept [Ci/a]	(7) pro Jahr eingelagertes Inventar [Ci/a]	(8) (7)/(6) = Maß für die Barrierengüte
				Inhalation		Ingestion		γ - Boden			
				Ganzkörper	Krit. Organ	Ganzkörper	Krit. Organ				
H-3	1,2 E-2	4,9 E-6	4,9 E+4	300	550 Gewebe	700	800 Gewebe	---	1,5 E+3	3,0 E+6	2,7 E+3
Co-60	2,2 E-5	8,9 E-9	8,9 E+1	2	90 MDT	120	990 MDT	1854	1,4 E0	1,6 E+7	1,1 E+7
C-14*	8,7 E-3	3,6 E-6	3,6 E+4	36	360 Knochen	5250	31800 Knochen	---	2,0 E+2	1,0 E+3	5,0 E0
Sr-90	2,8 E-3	1,2 E-9	1,2 E+1	34	380 Knochen	3210	34200 Knochen	---	6,2 E-2	9,3 E+7	1,5 E+9
Ru-106	1,4 E-5	5,8 E-9	5,8 E+1	0,4	189 Lunge	36	18420 MDT	20,1	2,8 E-1	4,5 E+7	1,6 E+8
J-129	4,0 E-6	1,6 E-9	1,6 E+1	0,5	367 Schilddr.	642	492 000 Schilddr.	738	6,6 E-3	5,7 E+2	8,6 E+4
Cs-137	3,7 E-5	1,5 E-8	1,5 E+2	15	183 Lunge	1380	5790 Leber	2850	1,6 E0	1,3 E+8	8,4 E+7
Ce-144	1,6 E-5	6,6 E-9	6,6 E+1	13,2	360 Knochen	0,17	1290 MDT	2,4	4,6 E0	1,3 E+6	2,7 E+5
Pu-239	4,3 E-9	1,8 E-12	1,8 E-2	7,4	360 Knochen	0,05	1,92 Knochen	0,24	9,0 E-3	5,6 E+3	6,3 E+5
Pu-241	2,3 E-7	9,5 E-11	9,5 E-1	6,5	360 Knochen	0,04	1,98 Knochen	---	4,7 E-1	3,2 E+6	6,7 E+6
Am-241	1,5 E-8	6,2 E-12	6,2 E-2	39	360 Knochen	0,51	8,1 Knochen	0,08	3,0 E-2	8,3 E+5	2,8 E+7

* Annahme: Gesamtes C-14-Inventar aus Wiederaufarbeitung in Abfällen

Tab. 3: Nach der StrlSchV maximal zulässige Abgabe radioaktiver Stoffe aus dem Endlager bei bestimmungsgemäßem Betrieb, nuklidweise, mit den Abwettern. Erforderliche Barrierengüte

unter Tage, Einwirkungen von innen und außen. Erste Experimente /5/ an verfestigten Kernkraftwerksabfällen deuten darauf hin, daß radioaktive Stoffe nur unterhalb der Nachweisgrenze austreten.

Im folgenden wird ein Denkmodell entwickelt, das es erlauben würde, ein Maß für die Barrierengüte aus radiologischer Sicht zu bekommen. Hiernach könnte man den Quotienten (pro Jahr eingelagerte Aktivität)/(pro Jahr maximal abgebbare Aktivität) als Barrierengüte definieren.

- Man berechnet nach § 52 i.V.m. Tab. IV 1 StrlSchV und dem Atemvolumen von 2500 m^3/a für beruflich strahlenexponierte Personen der Kategorie A die für jedes Nuklid einzeln max. zulässige Aktivitätskonzentration in der Grubenluft, daraus mit der jährlichen Abwettermenge die für jedes Nuklid einzeln max. zulässige Abgabemenge pro a und mit Hilfe von (bereits durchgeführten) Langzeitausbreitungsrechnungen /6/ daraus die Dosisbelastung am ungünstigsten Aufpunkt über die verschiedenen Belastungspfade. Die Ergebnisse zeigt für wichtige Nuklide die Tabelle 3. Ungünstigster Aufpunkt bei einer Diffusorhöhe von ca. 20 m ist ein Punkt 100 m östlich vom Abwetterschacht.

- Die daraus sich nach dem 30/90/180-mrem-Konzept ergebende für jedes Nuklid einzeln max. zulässige Abgabemenge vergleicht man mit der - z.B. pro a - eingelagerten Menge. Dieser Vergleich ist ebenfalls in der Tabelle 3, Spalte 8, dargestellt. Der Faktor (pro a eingelagerte Aktivität)/(pro a max. abgebbare Aktivität) ist ein Maß für die Güte der Barrieren. Demnach werden die größten Anforderungen an die Barrieren, der Größe nach geordnet, für folgende Nuklide gestellt: Sr-90, Ru-106, Cs-137, Am-241, Co-60, Pu-241. Für J-129 sind Rückhaltefaktoren von knapp 10^5, für H-3 von einigen 10^3 erforderlich.

Nuklidfreisetzungen in der Nachbetriebsphase bei verfülltem Endlager sind praktisch nicht vorstellbar. Unterstellt man trotzdem eine Freisetzung aus dem Endlager, so ist nur der Wasserpfad als Nuklidträger denkbar. Unterstellt man weiterhin die langfristige Gültigkeit des 30/90/180-mrem-Konzeptes, so kann man, ähnlich wie in der Betriebsphase, das pro Jahr eingelagerte Inventar mit der nach der StrlSchV, Tab. IV 1, maximal zulässigen Aktivitätszufuhr durch Nahrung (Wasser) nuklidweise vergleichen. Der Quotient beider Größen ergibt ein Maß für die erforderliche Güte der Barriere.

H-3	C-14	Co-60	Sr-90	Ru-106	J-129
2 E10	2,5 E7	1 E13	5 E15	8 E13	6 E10

Cs-137	Ce-144	Pu-239	Pu-241	Am-241
2 E14	2 E12	2,5 E10	3 E11	5 E12

Tab. 4: Erforderliche Güte der langfristig wirkenden Barrieren

Die größten Anforderungen an die langfristig wirkenden Barrieren werden, der Größe nach geordnet, für folgende Nuklide gestellt: Sr-90, Cs-137, Ru-106, Co-60, Am-241 usw. Das Verhältnis (Barrierengüte in der Nachbetriebsphase)/(Barrierengüte in der Betriebsphase) zeigt erhöhte Anforderungen an die Rückhaltung der Nuklide H-3 und C-14, während für die Transurane weniger restriktive Forderungen gelten.

Die erforderliche Barrierengüte sagt nichts über die tatsächlich auftretende Rückhaltung aus und steht deshalb nicht im Widerspruch zu den Ergebnissen von Hill und Grimwood /7/, die in ihren Modellrechnungen für die Nuklide Tc-99, J-129, Ra-226 und Np-237 die höchsten Beiträge zur langfristigen Strahlenbelastung der Umwelt ermittelt haben.

Literatur

/1/ Nukem GmbH:
Vorläufige Aussagen aus "Systemplanung Sicherstellungsläger für Krypton in Druckgasflaschen und HAW-Glasblöcke"
Hanau, 1979

/2/ Elektrowatt Ingenieur-Unternehmung AG:
Schwachstellenanalyse für ein Endlager des Bundes für radioaktive Abfälle
Zwischenberichte, Zürich, 1979

/3/ Konsortium Planung Endlager:
Planung standortunabhängiges Endlagerbergwerk
Abschlußbericht, Netphen, 1979

/4/ Stippler, R., und H. Kleimann:
Strahlenschutz und Umgebungsüberwachung im Bereich der Versuchsanlage Asse
Jahresbericht 1977, Remlingen, 1978

/5/ Richter, H., und H. Stoeckert:
Persönliche Mitteilung, 1979

/6/ Bräutigam, K.-R., und G. Halbritter:
Rechnungen zur Strahlenexposition durch Abwetter des Endlagerbergwerks
KfK-Primärbericht (unveröffentlicht), Karlsruhe, 1979

/7/ Grimwood, P.D., und M.D. Hill:
Preliminary Assessment of the Radiological Protection Aspects of Disposal of High-Level Waste in Geological Formations
NRPB-R 69, Harwell, 1978

KONTRASTPROGRAMM

KERNTECHNIK

STRAHLENSCHUTZASPEKTE IM ZUSAMMENHANG MIT DEM STÖRFALL IM KERNKRAFTWERK THREE MILE ISLAND 2

W. Müller

Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Köln

Kurzfassung

Am 28. März 1979 wurde der Block 2 des Kernkraftwerks Three Mile Island von einem Störfall betroffen, der nach allgemeiner Einschätzung als der schwerste in der Geschichte der kommerziellen Nutzung der Kernenergie bezeichnet wird. Aus diesem Grunde werden die Erfahrungen, die aus diesem Ereignis gewonnen wurden, unter dem Gesichtspunkt des Strahlenschutzes eingehender untersucht.

Es wird ein Überblick gegeben über Art und Umfang der Notfallschutzmaßnahmen in der Umgebung des Kernkraftwerkes. Einige Kommentare und Schlußfolgerungen aus amerikanischer Sicht sowie Überlegungen zur Übertragbarkeit auf deutsche Verhältnisse schließen sich an. Die aufgenommenen Dosen in der Umgebung und die dafür abgeschätzten Auswirkungen werden dargestellt.

Im Anschluß daran werden einige Erfahrungen beim Strahlenschutz der in der Anlage tätigen Arbeitskräfte zusammengestellt und analysiert. Es folgt eine Übersicht der während des ersten Monats für Instandhaltungsarbeiten aufgenommenen Dosen. Anschließend werden die bekanntgewordenen Fälle von Überexpositionen einzelner Personen geschildert. Abschließend wird kurz auf die von der NRC diskutierten Konsequenzen eingegangen, soweit sie Strahlenschutzaspekte berühren.

Abstract

On March 28, 1979, unit 2 of the (American) nuclear power plant Three Mile Island was hit by an accident which is generally jugded as the most severe one in the history of the commercial utilization of nuclear energy. Therefore, the lessons learned from this event are investigated in more detail under the aspect of radiological protection.

At first, there is given a review of the kind and extent of the emergency measures taken in the environment of the power plant. This is followed by some comments and conclusions from the American view, as well as reflections as to the transferability to German conditions. There are reported the doses received in the environment and the consequences estimated for that.

Subsequently, some experiences with the radiological protection of the staff employed in the plant are compiled and analyzed. This is followed by a survey on the doses received during maintenance work in the first month. Then the cases of overexposures of individual persons, that have become known, are described. Finally, there are briefly mentioned the consequences concerning radiological protection that are discussed by the NRC.

1. Einleitung

Am 28. März 1979 ereignete sich im Block 2 des Kernkraftwerks Three Mile Island ein Störfall, der nach allgemeiner Einschätzung als der schwerste in der Geschichte der kommerziellen Nutzung der Kernenergie bezeichnet wird. Im Verlauf dieses Störfalls kam es zu einer größeren Freisetzung radioaktiver Spaltprodukte, die umfangreiche Notfallschutzmaßnahmen und ein intensives Meß- und Überwachungsprogramm in der Umgebung zur Folge hatten.

Erfahrungen mit der Durchführung derartiger Maßnahmen im Ernstfall liegen - glücklicherweise - nur in geringem Umfang vor. Andererseits stellen diese Erfahrungen jedoch eine wichtige Hilfe bei der Beurteilung der Vorsorgemaßnahmen dar, die bei jedem in Betrieb befindlichen Kernkraftwerk für solche Fälle getroffen werden. Aus diesem Grunde sollen im folgenden der Ablauf des Störfalls in Three Mile Island und die zu seiner Beherrschung ergriffenen Maßnahmen aus der Sicht des Strahlenschutzes geschildert werden. Aufbauend auf den daraus gewonnenen Erfahrungen, wird auf einige Schlußfolgerungen eingegangen, die von amerikanischer Seite diskutiert oder bereits vollzogen wurden.

Während die Strahlenschutzmaßnahmen in der Umgebung von Three Mile Island nach einigen Wochen abgeschlossen werden konnten, liegen die größten Aufgaben beim Strahlenschutz in der Anlage noch in der Zukunft. Dennoch war auch in der ersten Phase nach dem Störfall die Bewältigung des Strahlenschutzes für das in der Anlage tätige Personal nicht ohne Probleme. Die entsprechenden Erfahrungen während der ersten vier Wochen nach Störfalleintritt sollen daher ebenfalls kurz geschildert werden.

2. Notfallschutzmaßnahmen und Meßprogramme

Was den Strahlenschutz anbelangt, konzentrierte sich die Aufmerksamkeit der Allgemeinheit nach dem Störfall verständlicherweise auf die Maßnahmen in der Umgebung der Anlage. Es soll daher zunächst auf diesen Aspekt näher eingegangen werden.

2.1 Notfallschutzmaßnahmen

Nach der Benachrichtigung der Behörden durch den Betreiber am Morgen des 28.3.1979 wurde vorsorglich eine Reihe administrativer Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung in der Umgebung der Anlage eingeleitet (Bild 1a-d):

M i t t w o c h , 28.3.1979

Um etwa 7.00 Uhr benachrichtigt der leitende Ingenieur des Blocks 2 von Three Mile Island, Richard Bensel, die NRC, den Zivilschutz von Pennsylvania, die Polizei sowie das Department of Environmental Resources von dem eingetretenen Störfall. Der Katastrophenvoralarm (site emergency) wird vom Betreiber drei Stunden nach Beginn des Störfalls erklärt. Etwa eine halbe Stunde später, um 7.30 Uhr, wird auf Grund des hohen Strahlenpegels innerhalb des Reaktorgebäudes Katastrophenalarm (general emergency) ausgelöst. Bis 7.45 Uhr ist das regionale NRC-Büro in King of Prussia bei Philadelphia benachrichtigt. Innerhalb der nächsten halben Stunde wird das Incident Response Center der NRC in Bethesda in Bereitschaft versetzt. Um 8.45 Uhr werden 6 NRC-Mitarbeiter und mehrere Hubschrauber von King of Prussia aus entsandt. Das Weiße Haus erhält die Nachricht von dem Störfall um 9.15 Uhr. Weitere Bundes- und bundesstaatliche Behörden werden im folgenden informiert. In Harrisburg wird die Katastropheneinsatzleitung eingerichtet. Um 10.05 Uhr schließlich trifft das NRC-Team auf dem Anlagengelände ein. Es wird bis zum Abend auf 11 Personen mit einem zusätzlichen Laborwagen verstärkt.

Im Laufe des Tages wird die Öffentlichkeit vom Betreiber, von den Behörden, der NRC sowie vom Atomic Industrial Forum über den Störfall unterrichtet. Der Anlagenzustand sowie die erwogenen und vorbereiteten Schutzmaßnahmen werden an diesem wie an den folgenden Tagen mehrfach in Pressekonferenzen des Betreibers und der NRC mitgeteilt. Am Nachmittag fordert der Gouverneur von Pennsylvania, Richard Thornburg, die Bevölkerung auf, Ruhe zu bewahren. Es bestehe kein Grund zur Annahme, daß die Gesundheit der Allgemeinheit durch die Ereignisse in Three Mile Island bedroht sei.

D o n n e r s t a g , 29.3.1979

Das NRC-Team wird auf 29 Personen verstärkt. Der Betreiber leitet schwachaktive Abwässer aus dem Hilfsanlagengebäude in den Susquehanna-Fluß ein. Die Menge wird mit weniger als 190 m^3 angegeben. Nachdem dagegen von seiten der Behörden von Pennsylvania Bedenken geäußert werden, weil die Abgabe über ein hierfür nicht vorgesehenes System erfolgt, wird die Einleitung auf Ersuchen der NRC um 18.00 Uhr unterbrochen. Die Bedenken werden wieder ausgeräumt und die NRC erteilt nach Absprache mit dem Büro des Gouverneurs am nächsten Tag die Erlaubnis, das Einleiten der Abwässer wieder aufzunehmen.

Bild 1a: Notfallschutzmaßnahmen in der Umgebung von TMI

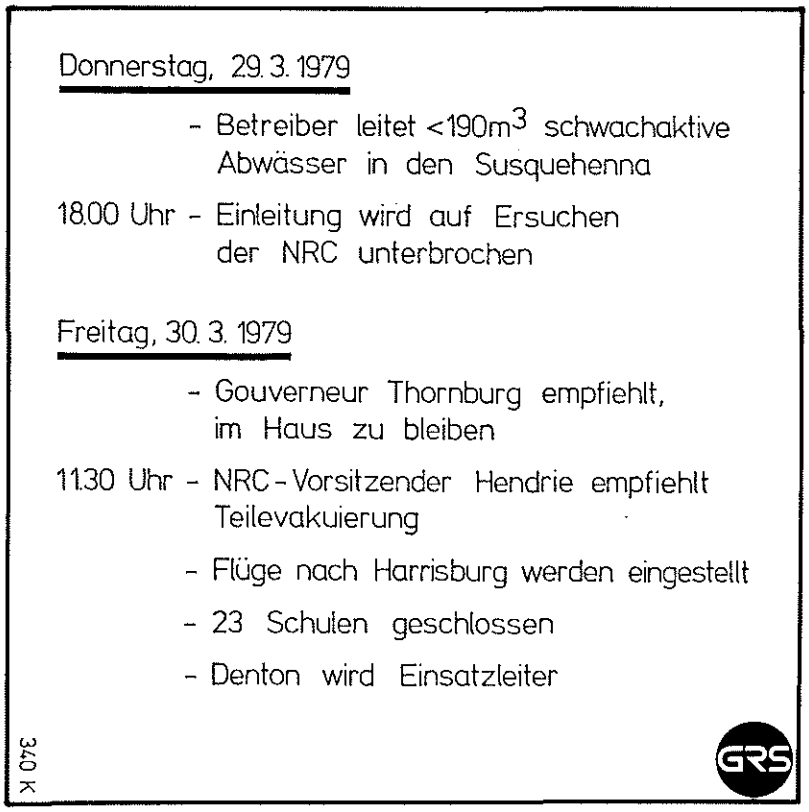


Bild 1b: Notfallschutzmaßnahmen in der Umgebung von TMI

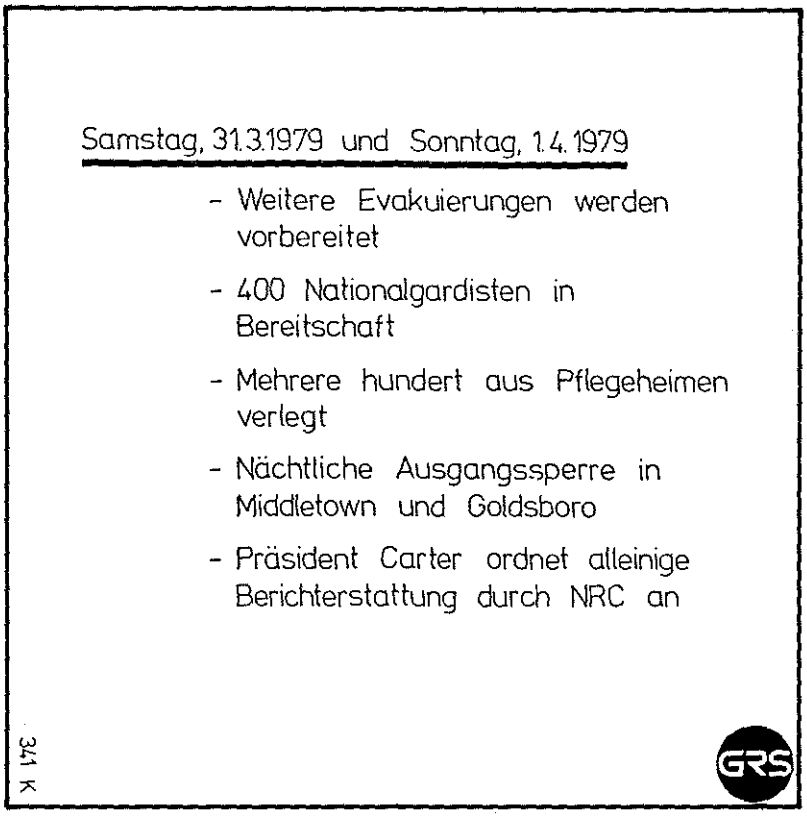


Bild 1c: Notfallschutzmaßnahmen in der Umgebung von TMI

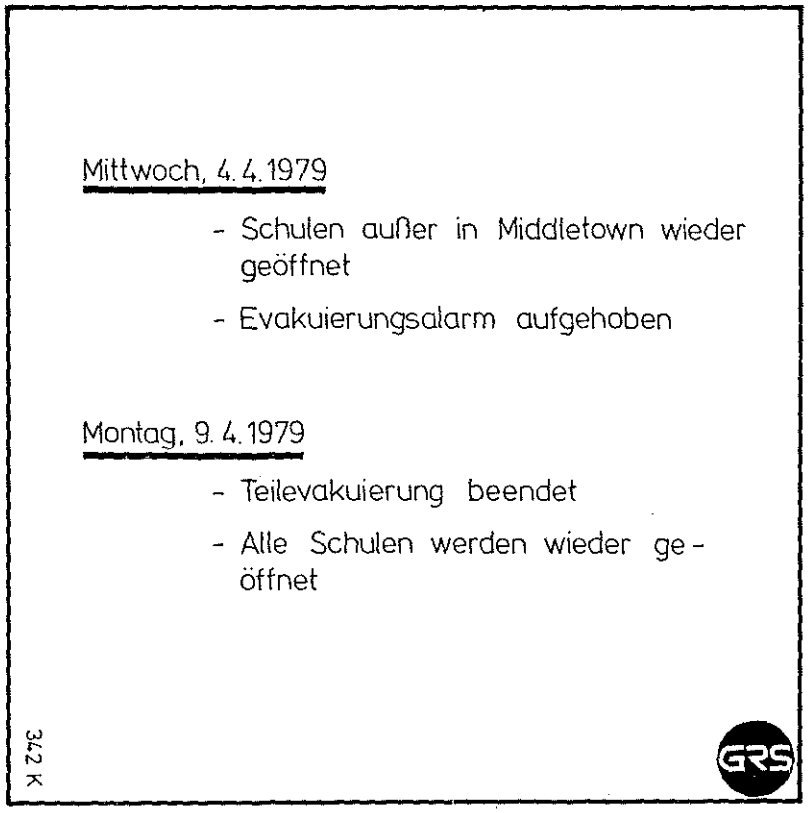


Bild 1d: Notfallschutzmaßnahmen in der Umgebung von TMI

F r e i t a g , 30.3.1979

Es kommt zu einer Serie erhöhter, unkontrollierter Freisetzungen aus der defekten Anlage. Aus diesem Grunde empfiehlt der Gouverneur den Anwohnern im Umkreis von 16 km um die Anlage, während des Tages im Haus zu bleiben, die Fenster geschlossen zu halten und die Klimaanlagen nicht zu betreiben. Die Empfehlung wird von Polizei und Feuerwehr über Lautsprecher weitergegeben.

Nachdem zunächst eine Evakuierung von Teilen der 4 Bezirke (counties) in der Nachbarschaft des Kernkraftwerkes erwogen wurde, empfiehlt der Vorsitzende der NRC, Joseph M. Hendrie, um 11.30 Uhr dem Gouverneur, schwangere Frauen und Kinder im Vorschulalter im Umkreis von 8 km evakuieren zu lassen. Der Gouverneur gibt diese Empfehlung über Rundfunk und Fernsehen an die Bevölkerung weiter. Für die etwa 150 Frauen und Kinder, die dem Aufruf folgen, werden 16 km weiter in Hershey in einer Sportarena Notquartiere eingerichtet.

Gleichzeitig weist der Gouverneur die in Harrisburg ansässige Regionalfluggesellschaft an, ihre Flüge in die Stadt zunächst einzustellen. Angestellte des Staates Pennsylvania, die in dem betroffenen Gebiet leben, erhalten die Erlaubnis, früher ins Wochenende zu gehen. Präsident Carter stellt es derweil ins Ermessen des Gouverneurs, Reservisten der Streitkräfte zu mobilisieren. Auf Anordnung des Gouverneurs werden 23 Schulen im Umkreis von 8 km geschlossen.

Wegen der Zuspitzung der Situation wird von der NRC Harald Denton, Direktor der für die Genehmigung von Kernkraftwerken zuständigen Abteilung (Office of Nuclear Reactor Regulation), als Einsatzleiter nach Three Mile Island geschickt. Am Abend wird die Empfehlung, die Häuser nicht zu verlassen, wieder aufgehoben.

S a m s t a g , 31.3.1979 u n d S o n n t a g , 1.4.1979

Die NRC zieht nach wie vor eine Evakuierung der Bevölkerung in der Umgebung der Anlage in Erwägung. Diskutiert werden Evakuierungen im Umkreis von 8, 16 und 32 km. Die Anzahl der betroffenen Personen und die zu ihrer Evakuierung erforderliche Zeit zeigt Tabelle 1. Eine Übersicht des betroffenen Gebiets gibt Bild 2. Eine mehrfach erwähnte sektorale Evakuierung wird von der zuständigen Katastrophenschutzbehörde nicht für ausreichend gehalten, da in der gegenwärtigen Jahreszeit die Windrichtung häufig wechselt.

Die Vorbereitung entsprechender Maßnahmen läuft weiter. Geplant ist eine Bekanntgabe über Fernsehen und Radio mit Informationen über geeignete Wege zum Verlassen des Gebiets. Von den für den Transport zuständigen Bezirksämtern werden Busse, Behörden- und Militärfahrzeuge bereitgehalten. So hat z.B. der Bezirk Dauphin (Dauphin County), in dem die Hauptstadt Harrisburg liegt, 1000 Busse bereitgestellt und bereits weitere von

Bereich	Bevölkerungszahl	Evakuierungsdauer
5 miles (8 km)	25 000 Pers.	3 Std.
10 miles (16 km)	136 000 Pers.	7 Std.
20 miles (32 km)	636 000 Pers.	10 Std.

Tab. 1: Bevölkerungszahlen in der Umgebung von Three Mile Island und die zur Evakuierung erforderliche Zeit

Präsident Carter angefordert. 400 Nationalgardisten werden in Bereitschaft versetzt, um bei Bedarf die Verkehrsregelung mit zu übernehmen. Das Rote Kreuz bereitet Schulen, Kirchen und Gemeinschaftszentren sowie Verpflegung vor, um Evakuierte in Empfang zu nehmen. Aufnahmemöglichkeiten für etwa 1300 Gefangene sowie Hunderte von Krankenhauspatienten müssen geschaffen werden.

Medikamente zur Behandlung von Strahlenschäden werden vorsorglich herbeigeschafft. Das Gesundheitsministerium erwägt die Ausgabe von Jodtabletten. Das Pennsylvania Board of Medicine, Angestellte des benachbarten Bundesstaates Maryland sowie Angehörige des Roten Kreuzes und der U.S. Army stellen sich als Aushilfspersonal zur Verfügung, falls es bei einer Evakuierung zur Unterbesetzung von Krankenhäusern kommen sollte.

Auch ohne Evakuierung müssen in Middletown, der dem Kernkraftwerk am nächsten gelegenen Stadt, mehrere Hunderte alter Menschen aus Pflegeheimen in andere Häuser verlegt werden, weil nicht genügend Pfleger und Krankenschwestern zur Arbeit erschienen sind. Für Middletown und Goldsboro werden nächtliche Ausgangssperren verhängt, um Plünderer von vorübergehend verlassenen Häusern fernzuhalten.

Da es zu Schwierigkeiten und Widersprüchen bei der Information der Öffentlichkeit gekommen ist, ordnet der Präsident am 1.4. anläßlich seines Besuchs in der Anlage die alleinige Berichterstattung durch die NRC an.

M o n t a g , 2.4.1979

Die Empfehlung an schwangere Frauen und Kinder im Vorschulalter, das Gebiet im 8-km-Umkreis von Three Mile Island zu verlassen, soll aufrechterhalten bleiben, bis der Reaktor sich im kalten, abgeschalteten Zustand befindet.

Angestellte des Bundesstaates Pennsylvania, die die Gegend verlassen haben, müssen, falls sie nicht zum Dienst erscheinen, Urlaub nehmen.

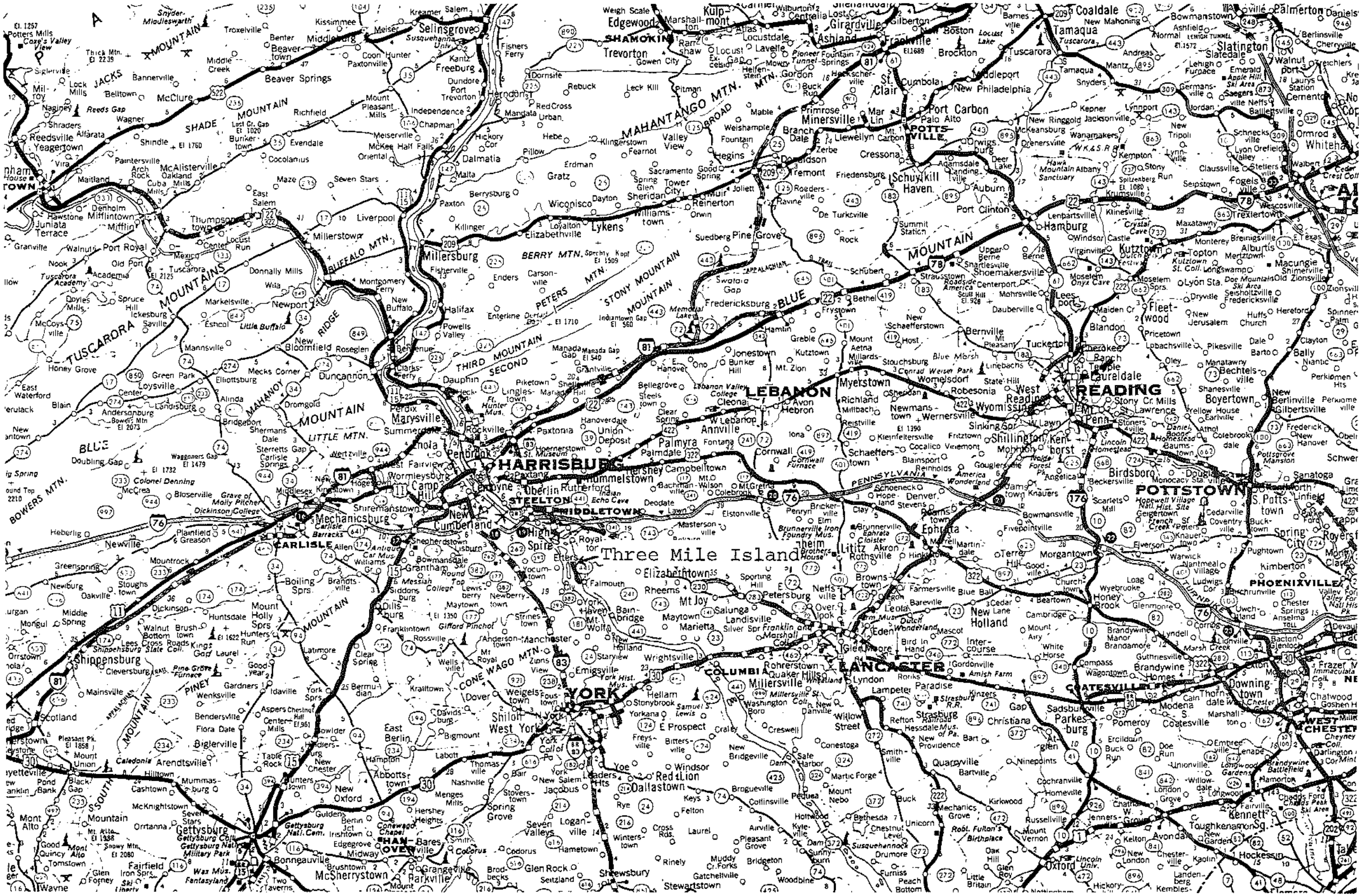


Bild 2: Harrisburg und Umgebung, Maßstab 1 : 755 000

M i t t w o c h , 4.4.1979

Die Schulen im Umkreis von 8 km werden wieder geöffnet. Hiervon ausgenommen sind allerdings die Schulen in Middletown, die in etwa 3 km Entfernung von der Anlage liegen.

Da die Gefahr einer Katastrophe als abgewendet angesehen wird, heben die Zivilschutzbehörden ihren Evakuierungsalarm (evacuation alert) auf und gehen zur Alarmbereitschaft (standby alert) über.

M o n t a g , 9.4.1979

Der Gouverneur erklärt, daß die evakuierten schwangeren Frauen und die Kinder im Vorschulalter ohne Bedenken in ihre Häuser im Umkreis von 8 km um die Anlage zurückkehren können. Alle Schulen werden wieder geöffnet.

2.2 Meßprogramme

2.2.1 U m g e b u n g s ü b e r w a c h u n g

Neben den rein administrativen Schutzmaßnahmen wurde eine Reihe von Meßprogrammen zur Umgebungsüberwachung durchgeführt, an denen eine Vielzahl von Stellen und Organisationen beteiligt waren. Erste Messungen wurden vom Betreiber durchgeführt. Sie wurden später ergänzt durch Ergebnisse aus der routinemäßigen Umgebungsüberwachung. Im Laufe des ersten Tages traten hierzu Meßprogramme in den folgenden Bereichen:

Luftüberwachung in der Abluftfahne — Die Luftüberwachung wurde überwiegend mit Hubschraubern vorgenommen. Das Energieministerium wurde dabei unterstützend für die Katastrophenschutzbehörde tätig und stellte Hubschrauber und Personal zur Verfügung. Die Hubschrauberflüge begannen am 28.3., Messungen wurden mehrmals täglich vorgenommen mit Ausnahme des 2.4., an dem die Witterungsverhältnisse ab 6.00 Uhr keine Flüge mehr zuließen.

Die Flüge dienten zur Bestimmung der Ortsdosisleistung in der Luft, insbesondere zur Lokalisierung der Abluftfahne, sowie zur Probennahme, um Aktivitätskonzentrationen und das Nuklidgemisch zu bestimmen (s.u.). Sie wurden zunächst in konzentrischen Kreisen um die Anlage geflogen. Später wurde nur noch die Abluftfahne sowie das Maximum der Ortsdosisleistung lokalisiert. Die Flughöhe betrug zwischen 90 und 1000 m, die maximale Entfernung von der Anlage 32 km. Insgesamt wurden über 200 Messungen zwischen dem 28.3. und dem 9.4.1979 durchgeführt. Bild 3 demonstriert die räumliche Verteilung einiger Meßwerte am 31.3.1979, dem dritten Tag nach Störfalleintritt. Die Flüge wurden fortgeführt bis zum 16.4. Am 18.4. bat die NRC, die Flüge wieder aufzunehmen, da es mehrmals zu einem kurzzeitigen Anstieg der Jodabgaberate gekommen war.

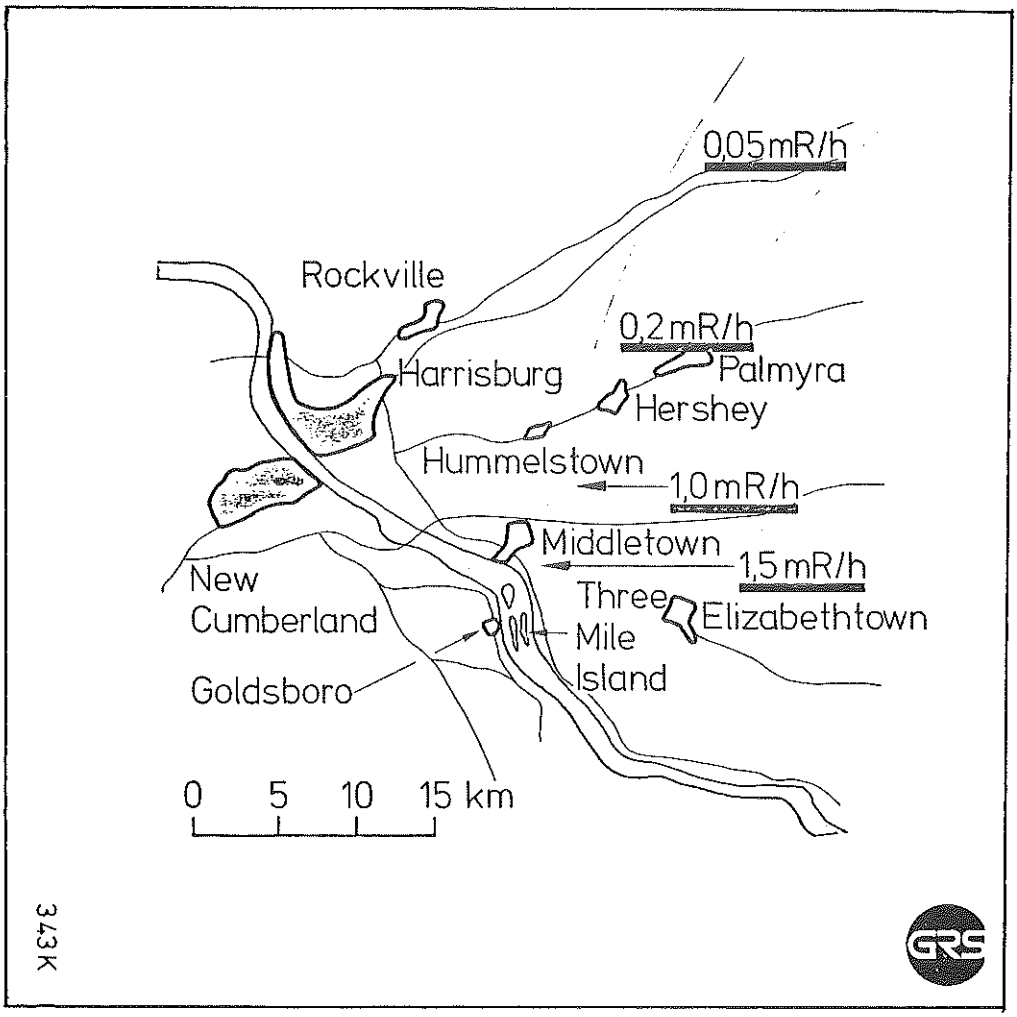


Bild 3: Luftüberwachung, Umgebung von TMI am 31.3.1979, 4.00 Uhr

Ortsdosisleistung am Boden – Messungen der Ortsdosisleistung am Boden wurden zuerst am Morgen des 28.3.1979 vom Betreiber vorgenommen. Nach dem Eintreffen des Meßwagens der NRC am 28.3. wurde in den folgenden Tagen die Ortsdosisleistung ständig auf Meßfahrten bestimmt. Hinzu kamen Messungen des Energieministeriums, die ebenfalls von Meßwagen aus durchgeführt wurden.

Nachdem in den ersten Tagen außerhalb des Anlagengeländes Werte bis maximal 30 mrem/h im Umkreis von 5 km gemessen wurden, sanken die Meßergebnisse in den nächsten Tagen rasch auf 1 bis 2 mrem/h im Maximum. Am 4.4.1979 wurde als Höchstwert in Goldsboro, der nächstliegenden Gemeinde, noch 0,07 mrem/h angegeben. Allerdings wurden wiederholt kurzzeitig Dosisleistungsspitzen registriert, die zu Beginn vor allem auf unkontrollierte Aktivitätsabgaben u.a. aus den Abgastanks zurückgehen, während in den folgenden Tagen kurzfristige Freisetzungen als Folge geplanter Eingriffe verantwortlich sein dürften.

Ortsdosis am Boden — Erste Ergebnisse für die Bestimmung der Dosen in der Umgebung der Anlage lieferten Thermolumineszensdosimeter (TLD), die zur routinemäßigen Umgebungsüberwachung installiert waren. Am 29.3., 15.00 Uhr, wurden diese Dosimeter, von denen die meisten seit 3 Monaten exponiert waren, von 20 Stellen im Umkreis von 24 km vom Betreiber eingezogen und ausgemessen. Das bedeutet, daß sie bis etwa 32 Stunden nach der ersten größeren Freisetzung die Dosis erfaßt haben. Die höchste gemessene Vierteljahresdosis betrug 1044 mrem am Zaun des Anlagengeländes in NNW-Richtung in etwa 300 m Entfernung von der Anlage. Davon entfallen etwa 25 mrem auf Untergrundstrahlung (Meßstelle 16S1 in Bild 4). Die höchste in bewohnten Gebieten festgestellte Vierteljahresdosis lag bei 26 mrem, wovon etwa 15 mrem der Untergrundstrahlung zuzurechnen sind.

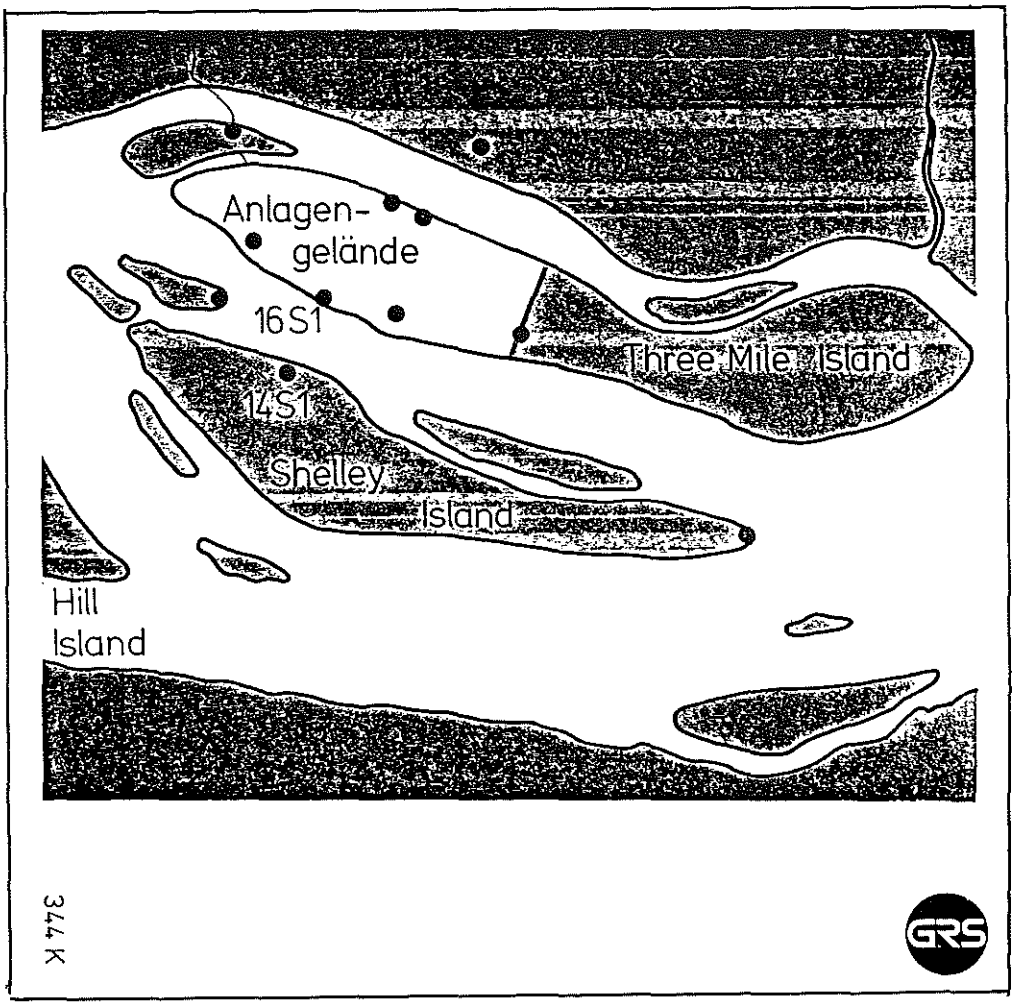


Bild 4: TLD-Dosimeter des Betreibers in der Umgebung von TMI

Die vom Betreiber eingezogenen TLD wurden durch gleichartige neue Dosimeter ersetzt, die in zwei- bis dreitägigem Rhythmus ausgewechselt und ausgewertet wurden. Die maximale Dosis, die hierbei außerhalb des Anlagengeländes gemessen wurde, betrug 48 mrem für den Zeitraum vom 29.-31.3.1979. Die betreffende Meßstelle befindet sich in etwa 600 m Entfernung auf einer unbewohnten Nachbarinsel von Three Mile Island (Meßstelle 14S1 in Bild 4). In Goldsboro wurden für den gleichen Zeitraum 9,4 mrem ermittelt. Sämtliche Meßwerte sanken in den folgenden Tagen ab. In der Zeit vom 3.-6.4.1979 zeigte die überwiegende Zahl der TLD nur noch Meßwerte in der Höhe der Untergrundstrahlung. Der höchste Wert außerhalb der Anlage lag bei 3 mrem.

Am 31.3.1979 wurden von der NRC an 37 Stellen TLD im Abstand von 1,6 bis 19 km von der Anlage ausgelegt. Diese Meßstellen wurden am 5.4.1979 durch weitere 10 Dosimeter an verschiedenen Schulen ergänzt. Die Ergebnisse dieser Messungen decken sich mit denen des Betreibers.

Luftaktivitätskonzentration und Nuklidgemisch — Vom 28.3. bis 4.4.1979 wurden mehr als 150 Luftproben genommen und von der NRC, dem Energieministerium, den bundesstaatlichen Behörden und vom Betreiber ausgewertet. Die bis in eine Entfernung von 64 km gesammelten Proben enthielten durchweg Edelgase (vor allem Xe-133/Xe-135) als dominierende Aktivität. In einigen der Proben wurde Jod in einer Konzentration von 0,07 - 24 pCi/m^3 bestimmt. Dies entspricht maximal einem Viertel der von der NRC im 10 CFR 20 festgelegten zulässigen Konzentration von 100 pCi/m^3.

In dem darauffolgenden Zeitraum vom 5.4. bis 19.4.1979 wurden mindestens noch einmal soviele Proben genommen und ausgewertet. Unter anderem handelt es sich dabei um 24-h-Sammelproben der NRC am Observation Center. Die Proben wurden am 16.4.1979 ergänzt durch jeweils 5 Proben über einen Zeitraum von 8 h. Der Grund hierfür waren erhöhte Jodaktivitätskonzentrationen seit dem 14.4., die u.a. mit dem Wechsel der erschöpften Aktivkohlefilter in Verbindung stehen. Gegenüber den Spitzenwerten in den vorangegangenen Tagen (~4 pCi J-131/m^3) trat eine massive Steigerung auf kurzzeitige Maximalwerte bis zu 200 pCi/m^3 in Windrichtung auf. Die weitaus meisten Werte, vor allem die über mehrere Stunden oder einen Tag gemittelten Werte, blieben jedoch unterhalb des Grenzwertes für die Jodkonzentration in unbeschränkt zugänglichen Bereichen (100 pCi/m^3).

Überwachung der Jodkonzentrationen in der Umgebung — Zur Überwachung der Aktivitätskonzentrationen in der Umgebung wurden aus verschiedenen Umweltbereichen Proben genommen und - zum Teil mehrfach - analysiert. Übereinstimmendes Ergebnis aller dieser Untersuchungen war, daß, abgesehen von den Edelgasen, nur radioaktives Jod aus der störfallbedingten Freisetzung eindeutig nachgewiesen werden konnte. Die mehrfach erwähnte Cäsium-Aktivität, die in einigen Milchproben detektiert wurde, lag im Bereich des durch Atomwaffenfallout bedingten Untergrundes. Ein Zusammenhang mit einer Freisetzung aus der Anlage konnte daher nicht zweifelsfrei nachgewiesen werden (Bild 5, Tabelle 2).

Art	Zahl	durchführende Stelle	Ergebnis	MDA[+)]	Ort	Zeitraum
Wasser (Oberflächen wasser)	130	NRC, FDA, DOE, SoP[+)], SoM[+)]	< MDA[+)]	10 - 70 pCi/l		28.3. - 3.4.
		Met Ed[+)]	< MDA[+)]	0.2 pCi/l	3.7 - 24 km entfernt (5 Meßstellen)	3.4.
(stehend)	60	DOE	< MDA[+)]	<70 pCi/l		7.4. - 16.4.
(Regen)	17	DOE	< MDA[+)]	70 pCi/l	in Windrichtung	7.4. - 16.4.
Boden	147	NRC, DOE	< MDA[+)]	500-700 pCi/m^2 (DOE)		28.3. - 3.4.
	225	DOE	224 : MDA[+)] 1 : 300 pCi/m^2			28.3. - 6.4.
	27	DOE	< MDA[+)]		in Windrichtung	7.4. - 16.4.
	25	EPA	< MDA[+)]			(13. - 16.4.) ?
Pflanzen	171	DOE, NRC, SoP[+)]	< MDA[+)]	20-40 pCi/m^2 (DOE)	im Umkreis von 3 km	28.3. - 3.4.
	236	DOE	234 : < MDA[+)] 2 : 100/300 pCi/m^2			28.3. - 6.4.
		EPA	< MDA[+)]			(13.4.) ?
	78	DOE	69 : < MDA[+)] 9 : 50-700 pCi/m^2			7.4. - 16.4.
Fisch		EPA	< MDA[+)]			(13.4.) ?

[+)] MDA = Minimum detectable activity, SoM = State of Maryland SoP = State of Pennsylvania

Met Ed = Metropolitan Edison (Betreiber)

Tab. 4: Zusammenstellung der berichteten Analysenergebnisse von Umweltproben in der Umgebung von Three Mile Island

Art	Zahl	durchführende Stelle	Ergebnis	MDA[+)]	Ort	Zeitraum
Milch	133	SoP[+)]	7 : 11-20 pCi/l 126 : < MDA[+)] oder ./.[++)]	10-20 pCi/l Ø: <20 pCi/l	20 Höfe in 21 km Umkreis	28.3. - 4.4.
	106	FDA	41 : 13-36 pCi/l 65 : < MDA[+)] oder ./.[++)]	Ø: < 10 pCi/l		28.3. - 4.4.
	4	EPA	2 : 10/24 pCi/l 2 : < MDA[+)] oder ./.[++)]	Ø: < 10 pCi/l	(Kontrollmessung)	28.3. - 4.4.
	13	SoM[+)]	< MDA[+)]	10 pCi/l	5-32 km im Umkreis einschl. einer Milchprobe aus der Verarbeitung	(bis 4.4.) ?
	21	MetEd[+)]	18 : 1-41 pCi/l 3 : < MDA[+)] oder ./.[++)]	< 1 pCi/l	1.8 - 19 km Entfernung	28.3. - 4.4.
	35	versch.	< MDA[+)]	10 pCi/l		5./6.4.
	6	SoM	< 6 pCi/l			7.4. - 11.4.
		SoP[+)], FDA, EPA, MetEd[+)]	< MDA[+)]			4.4. - 17.4.
	80	FDA	72: < MDA[+)] oder ./.[++)] 8 : 15-36 pCi/l			18.4. - 20.4.
	231	FDA	< MDA[+)]	10 pCi/l		21.4. - 29.4.

[+)] MDA = Minimum detectable activity, SoM = State of Maryland SoP = State of Pennsylvania

Met Ed = Metropolitan Edison (Betreiber)

[++)] ./. = keine Angabe, Fehlmessung o.ä.

Tab. 4: Zusammenstellung der berichteten Analysenergebnisse von Umweltproben in der Umgebung von Three Mile Island (Fortsetzung)

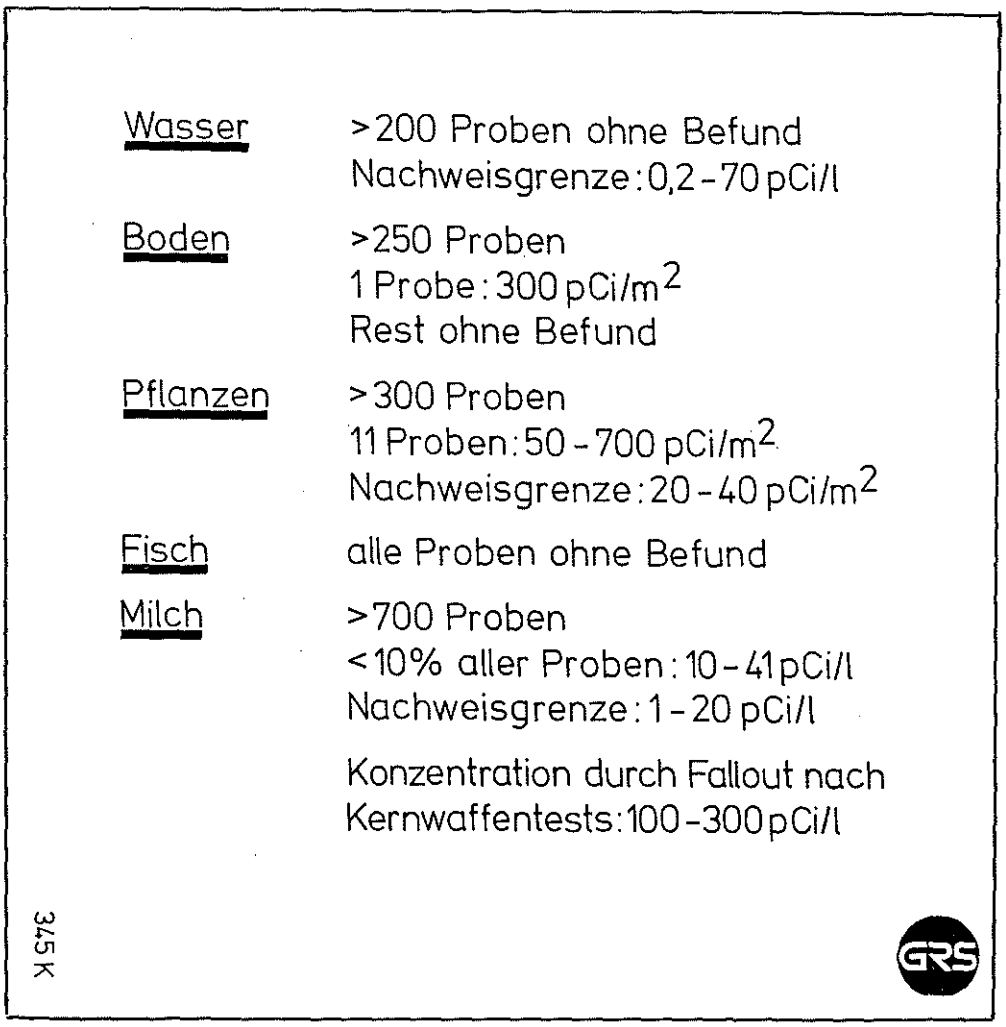


Bild 5: Überwachung der Jodaktivität in der Umgebung von TMI

Im einzelnen wurde über folgende Meßprogramme berichtet:

- Wasser

  Über 200 Wasserproben aus Flußwasser, stehenden Gewässern, Wasseraufbereitungsanlagen und aus Regenwasser wurden bis zum 16.4.1979 genommen und ausgewertet. In keiner Probe wurden nachweisbare Mengen von J-131 entdeckt. Die Nachweisgrenze lag zwischen 0,2 und 70 pCi/l. Der zulässige Grenzwert nach 10 CFR 20 beträgt 300 pCi/l.

- Boden

  Von weit über 250 Bodenproben wurde nur in einer eine Jodkonzentration von 300 pCi/m² nachgewiesen.

- Pflanzen

  Über 300 Pflanzenproben (Gras, Gemüse usw.) wurden gesammelt und analysiert. Dabei wurden in 11 Proben Aktivitäten

von 50 - 700 pCi/m^2 nachgewiesen. Die Nachweisgrenze lag bei 20 - 40 pCi/m^2. Die meisten der Proben stammten aus einem Umkreis von 3 km.

- Fisch

  Von der Umweltschutzbehörde (EPA) wird über die Untersuchung verschiedener Fischsorten berichtet. In keinem Fall wurden Aktivitätskonzentrationen über den Untergrundmeßwerten ermittelt.

- Milch

  Über 700 Milchproben wurden analysiert. Die Probenahme konzentrierte sich auf den Zeitraum unmittelbar nach dem Störfall (28.3.-4.4.1979) sowie auf die Periode erhöhter Jodfreisetzungen nach etwa 3 Wochen (14.-29.4.1979). Im ersten Zeitintervall wurde über das Auftreten meßbarer Jodaktivitäten erstmals bei einer Probe vom Abend des 30.3. berichtet. Bis zum 4.4. wurden als Maximalwert 41 pCi/l in einer Ziegenmilchprobe ermittelt. Danach wurden erstmals wieder positive Analysenergebnisse am 18.4. erwähnt. Der danach bis zum 20.4.1979 gemessene Maximalwert lag bei 36 pCi/l.

  Zum Vergleich: Die Jodaktivitätskonzentration in Milch durch Fallout lag nach einem Kernwaffentest 1976 bei 300 pCi/l. Das Gesundheitsministerium empfiehlt, ab 12 000 pCi J-131/l die Viehfütterung auf Trocken- oder Lagerfutter umzustellen. Dies war bei Three Mile Island ohnehin überwiegend der Fall, da die Weidezeit noch nicht voll im Gange war. Während des Unfalls im Militärreaktor in Windscale im Jahre 1957 wurden bis 1,4 µCi/l, d.h. etwa das 35 000fache gemessen.

2.2.2 Personenüberwachung

Ergänzend zur geschilderten Umgebungsüberwachung wurde für Einwohner aus der unmittelbaren Nachbarschaft der Anlage die Möglichkeit geschaffen, sich in Ganzkörperzählern auf Inkorporationen untersuchen zu lassen. Innerhalb der ersten Wochen nach Störfalleintritt nahmen mehr als 750 Personen diese Möglichkeit wahr. Alle Messungen blieben ohne Befund.

3. Abschätzung der aufgenommenen Dosen

Die Höhe der störfallbedingten Freisetzung wurde von der NRC mit etwa 10 Millionen Curie Edelgase (Xe-133, Xe-133m, Xe-135) bis zum 6.4. sowie ca. 14 Ci Jod bis zum 30.4.1979 abgeschätzt. Da diese Werte jedoch aus Immissionswerten abgeleitet wurden, ist es sinnvoller, für eine Dosisabschätzung die beschriebenen Umgebungsmessungen heranzuziehen.

Eine gemeinsame Kommission von NRC, EPA und Gesundheitsministerium kommt auf Grund einer Auswertung der TLD-Daten aus den in Abschnitt 2.2.1 beschriebenen Meßprogrammen der NRC und des Betreibers zu einer Kollektivdosis von 3300 man-rem im 80-km-Umkreis für den Zeitraum vom 28.3. bis 7.4.1979. Dieser Wert stieg nach Abschätzungen der NRC bis zum 19.4. auf 3600 man-rem an. Die mittlere Personendosis durch äußere Bestrahlung für die gut zwei Millionen Bewohner des betroffenen Bereiches liegt damit bei etwa 1,8 mrem. Die Kommission schätzt daraus und mit den Risikofaktoren des BEIR-Komitees maximal einen zusätzlichen Krebstoten in dem Gebiet ab. Die Anzahl der Todesfälle durch Krebs aus anderen Ursachen wird für die gleiche Bevölkerung mit 325 000 beziffert.

Die maximal mögliche Personendosis auf Grund äußerer Bestrahlung außerhalb der Anlage wird mit weniger als 100 mrem angegeben. Dieser Wert basiert auf einem Meßwert von 83 mrem in der unmittelbaren Umgebung (0,8 km, ONO) der Anlage. Die maximale tatsächlich von einer Person aufgenommene Dosis wurde auf 37 mrem geschätzt. Sie wurde für einen Mann ermittelt, der sich etwa 10 Stunden auf einer Nachbarinsel in 1,8 km Entfernung aufgehalten hat.

Für die Schilddrüsenbelastung liegen Abschätzungen auf Grund der Meßwerte der Jod-Aktivitätskonzentrationen für verschiedene Belastungspfade vor. Die Dosis durch das Trinken von kontaminiertem Wasser beträgt demnach weniger als 0,2 mrem. Die Schilddrüsendosis für ein Kleinkind durch Einatmen kontaminierter Luft am Observation Center wurde für einen Zeitraum von 9 d mit 2,3 mrem errechnet. Aus dem Maximalwert der in Milch gemessenen Jodkonzentration schließlich ergibt sich eine maximale Belastung von ca. 0,5 mrem/d für ein Kleinkind. Den Rechnungen liegen die jeweiligen Regulatory Guides der NRC zugrunde.

4. Kommentare und Schlußfolgerungen zum Notfallschutz und zur Umgebungsüberwachung

Erster Kritikpunkt im organisatorischen Ablauf der Notfallschutzmaßnahmen war die verspätete Information der Behörden durch den Betreiber. Die Tatsache, daß die verantwortlichen Operateure drei Stunden brauchten, um zu einer angemessenen Einschätzung der Situation zu gelangen, wurde allgemein als unzureichend angesehen. Die Einleitung der Maßnahmen zur Umgebungsüberwachung wurde dadurch stark verzögert, und es traten erhebliche Schwierigkeiten in der Koordination während der ersten Stunden auf. Im folgenden wurde darüber hinaus von NRC-Angehörigen mehrfach über mangelnde Informationen durch den Betreiber geklagt.

Als Abhilfemaßnahmen wurde zum einen eine beschleunigte Einführung des Resident NRC Officers, d.h. eines ständig in der Anlage anwesenden NRC-Kontrolleurs diskutiert. Als Alternative oder Ergänzung dazu ist ein Fernüberwachungssystem im Ge-

spräch, das die NRC mit sämtlichen Anlagen direkt verbindet. Ferner will die NRC ihre Meldekriterien präzisieren. Darüber hinaus wurde die Einrichtung einer Notfalltruppe bei der NRC erwogen, die in vergleichbaren Fällen das Abfahren und die Überwachung der Anlage in die Hand nimmt. Dem steht jedoch im Wege, daß der NRC - derzeit ähnlich wie Behörden und Gutachtern bei uns - im Störfall nur überwachende und beratende Funktion zukommt. Der Betreiber bleibt für die Anlage allein verantwortlich. Da an die NRC dennoch nach dem Störfall eine Vielzahl von betrieblichen Entscheidungen herangetragen wurde, wird die NRC nach Aussagen ihres Vorsitzenden ihre Rolle bei der Störfallbeherrschung überdenken müssen.

Heftige Kritik mußte sich andererseits die NRC gefallen lassen, da es ihr erst mit viertägiger Verspätung gelang, Dosimeter zur Überwachung der Ortsdosis in der Umgebung auszulegen. Die allgemeinen Schwierigkeiten bei der Koordinierung der Maßnahmen zur Umgebungsüberwachung veranlaßten die NRC außerdem, die Zusammenarbeit der verschiedenen beteiligten Stellen kritisch zu überprüfen.

Vom Senatsausschuß für Umweltfragen wurde schließlich Kritik darüber laut, daß noch kein gebilligter Notfallschutzplan für die Anlage Three Mile Island vorlag. Es wurde eine 6-Monatsfrist vorgeschlagen und mittlerweile auch verabschiedet, bis zu der alle in Betrieb befindlichen amerikanischen Kernkraftwerke einen solchen Plan vorweisen müssen. Im übrigen soll der gebilligte Notfallschutzplan zu einer Voraussetzung für die Betriebsgenehmigung werden.

5. Erfahrungen beim Strahlenschutz in der Anlage

Nach der Schilderung der Erfahrungen beim Strahlenschutz in der Umgebung soll nunmehr darüber in der Anlage selbst berichtet werden. Hierbei interessiert einerseits der Strahlenschutz der Arbeitskräfte, andererseits sollen aber auch einige anlagentechnische Konsequenzen aus der Sicht des Strahlenschutzes erwähnt werden.

5.1 Organisatorische Erfahrungen

Nicht nur außerhalb der Anlage, sondern auch beim Strahlenschutz der auf dem Anlagengelände tätigen Personen trat nach dem Störfall eine Reihe von Problemen auf.

Eines der Hauptprobleme war, daß es während der ersten Tage nicht gelang, eine wirkungsvolle Organisation der Verantwortlichkeiten für den Strahlenschutz des Personals aufzubauen. Dadurch kam es zu unkontrollierten Zutritten zu Bereichen hoher Ortsdosisleistungen, zu unzureichenden Strahlenschutzvorkehrungen und einer mangelhaften Auswertung der durch Instandhaltungsmaßnahmen aufgenommenen Dosen.

Eine zweite Schwierigkeit ergab sich dadurch, daß das stark kontaminierte Probennahmesystem für derartige Verhältnisse nicht ausreichend abgeschirmt war. Hierdurch wurde die Ortsdosisleistung im benachbarten Laborbereich des Blocks 1 so hoch, daß er evakuiert werden mußte. Dieser Bereich war jedoch vorgesehen als Einsatzzentrale für Strahlenschutzmeßtrupps und Instandhaltungstrupps. Die Einsatzzentrale wurde daher zunächst in die Warte von Block 2, später in die Warte von Block 1 verlegt. Die Folge waren erhebliche Schwierigkeiten bei der Koordinierung der Strahlenschutzmaßnahmen und dem Einsatz von Instandhaltungspersonal.

Diese Schwierigkeiten wurden zusätzlich gefördert durch die Verlegung der Zugangskontrolle zum Hilfsanlagengebäude in die Warte von Block 2. Diese Verlegung wurde erforderlich wegen hoher Luftaktivität in diesem Bereich. Dadurch kam es mehrfach zu Begehungen des Hilfsanlagengebäudes ohne Überwachung durch den Strahlenschutz, zum Teil sogar ohne angemessene Strahlungsmeßgeräte. Schutzausrüstung wurde in etlichen Fällen nur dann verwendet, wenn sie griffbereit und einsatzbereit vorhanden war.

5.2 Strahlenbelastung der Arbeitskräfte

Während des Zeitraums vom 28.3. bis zum 30.4.1979 wurde für Instandhaltungsarbeiten eine Kollektivdosis von 120 man-rem aufgenommen. Davon entfielen etwa zwei Drittel auf Probennahmen, den Luftfilterwechsel sowie kurzfristig erforderliche Instandsetzungsarbeiten (Bild 6). Dieser Wert muß jedoch mit der Einschränkung betrachtet werden, daß es sich hierbei um die mit Dosimetern erfaßten Dosen handelt. Aus den oben genannten Gründen muß damit gerechnet werden, daß ein nicht unerheblicher Teil der aufgenommenen Dosen unerfaßt blieb.

Die Verteilung der Personendosen innerhalb der ersten 14 Tage zeigt Tabelle 3. Zur Überwachung von Inkorporationen standen auf dem Anlagengelände 3 Ganzkörperzähler zur Verfügung. Bei 12 Personen wurden Inkorporationen von Jod festgestellt. Die Höhe lag bei etwa 10 % der zulässigen Belastung (maximum permissible body burden).

5.3 Überexpositionen

Bei einer Probennahme des Primärkühlmittels am 29.3.1979 kam es zu einer Überexposition bei zwei Personen. Die Dosis der beiden Betroffenen betrug für das erste Quartal 1979 4,1 rem bzw. 3,4 rem gegenüber einem Grenzwert für die Vierteljahresdosis von 3 rem. In beiden Fällen wurde der größte Teil der Dosis durch die Probennahme verursacht. Allerdings lag bei einer Person bereits eine Vorbelastung aus der Zeit vor dem Störfalleintritt vor.

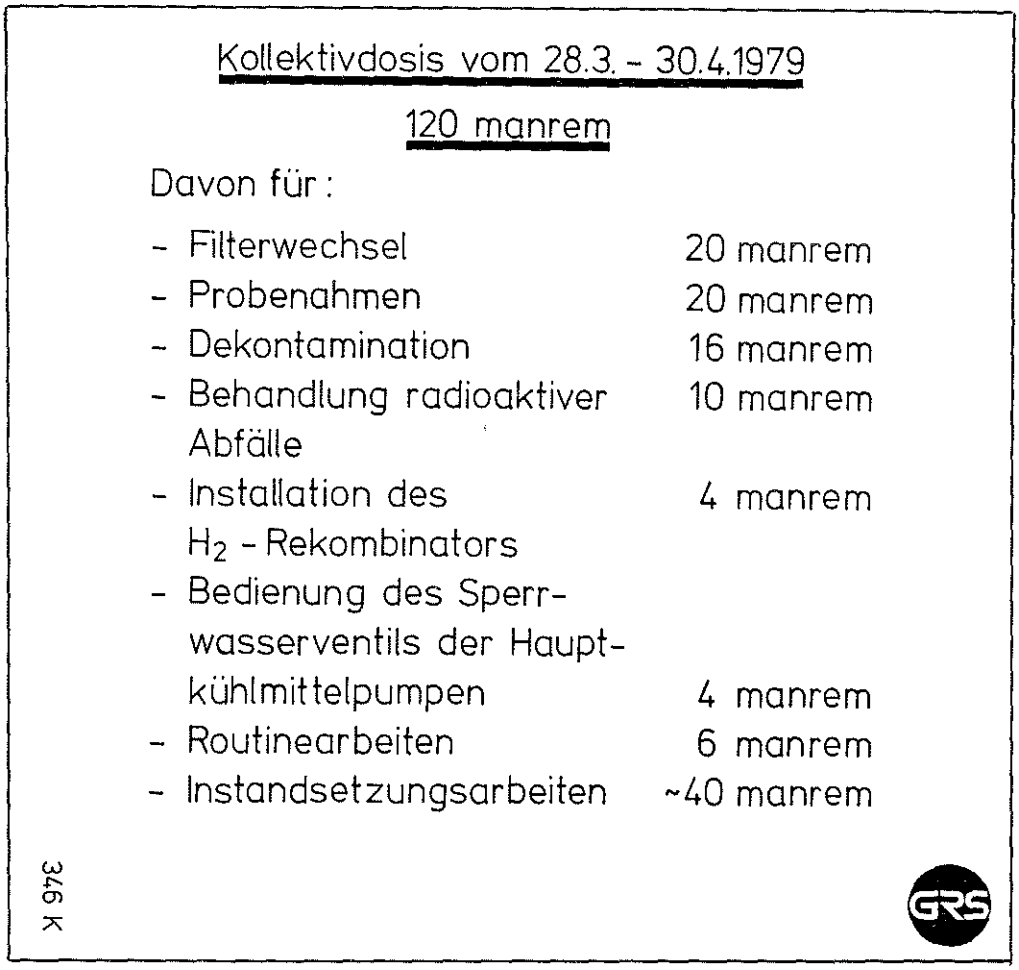


Bild 6: Kollektivdosen bei Instandhaltungsarbeiten nach dem Störfall in TMI

Ganzkörperdosis	Anzahl der Personen
100 - 250 mrem	118
251 - 500 mrem	25
501 - 750 mrem	12
751 - 1000 mrem	2
1000 - 2000 mrem	3
2000 - 3000 mrem	0
3000 - 4000 mrem	3

Tab. 3: Verteilung der Personendosen für das Betriebspersonal von Three Mile Island (Eigen- und Fremdpersonal) für den Zeitraum vom 29.3. bis 11.4.1979

Zusätzlich zu dieser geringfügigen Überschreitung des Grenzwertes für die Ganzkörperdosis im Quartal kam es zu einer Überschreitung von Teilkörperdosisgrenzwerten. Ein weiterer Arbeiter erhielt dabei eine Dosis von 44 - 54 rem am Unterarm und 17 - 39 rem an der Hand (18,75 rem ist der Vierteljahresdosisgrenzwert).

Eine der beiden erstgenannten Personen wurde zusätzlich mit 144 - 147 rem an den Fingern und 6 - 13 rem an der Kopfhaut belastet. Der Grenzwert für die zuletzt genannte Dosis beträgt 7,5 rem im Vierteljahr. Da die Kontamination an der Kopfhaut nur schwer zu beseitigen war, kam es zu einer weiteren Überexposition von etwa 20 rem im 2. Quartal.

Ein weiterer Fall von Überexposition trat innerhalb der ersten Woche bei einer Person auf, die mit 3,1 rem Ganzkörperdosis den zulässigen Vierteljahresgrenzwert von 3 rem geringfügig überschritt.

6. Anlagentechnische Folgerungen

Als Folge des Störfalls in Three Mile Island wurde von der NRC eine Arbeitsgruppe eingesetzt, die als "Lessons Learned Task Force" bekanntgeworden ist. Sie hat mittlerweile eine Liste von Konsequenzen aus dem Störfall vorgelegt, die auch Strahlenschutzaspekte berührt.

Eine erste Schlußfolgerung fordert die Überprüfung und gegebenenfalls Ertüchtigung der Anregung für den Gebäudeabschluß bei Aktivitätsfreisetzungen im Sicherheitsbehälter. Eine entsprechende Empfehlung hat die Reaktor-Sicherheitskommission bereits für deutsche Anlagen ausgesprochen.

Darüber hinaus fordert die NRC-Arbeitsgruppe die Überprüfung der Leckdichtigkeit sowie der Abschirmung sicherheitstechnisch wichtiger Systeme. Hierin eingeschlossen sind insbesondere Systeme zur Behandlung radioaktiver Abfälle.

Der dritte von der NRC angesprochene Problemkreis betrifft die Zuverlässigkeit der Strahlenschutzinstrumentierung im Hinblick auf Störfälle. Hier sind nach Meinung der Arbeitsgruppe Verbesserungen im Bereich der Strahlungsüberwachung in der Anlage sowie der Abluftüberwachung erforderlich. Vergleichbare Aktivitäten wurden auch vom Bundesministerium des Innern bereits eingeleitet.

Schließlich lassen es die aufgetretenen Überexpositionen geboten erscheinen, die Möglichkeiten einer Verbesserung der Probennahme und ihrer Auswertung vor Ort bei hoher Kühlmittelaktivität eingehender zu untersuchen. Auch hier stimmen deutsche und amerikanische Stellen in ihren Schlußfolgerungen überein.

7. Schlußbemerkung

Wie die vorangegangenen Ausführungen zeigen, war die Beherrschung des Störfalls in Three Mile Island von seiten des Strahlenschutzes eine schwierige und aufwendige Aufgabe. Angesichts der Schwere des Störfalls muß jedoch festgehalten werden, daß trotz aller Probleme die radiologischen Störfallauswirkungen gering waren und die Kontrolle der Strahlenexpositionen in der Umgebung wirkungsvoll gewährleistet war. Die Erfahrungen lassen allerdings auch erkennen, daß in der Vergangenheit viel Gewicht auf den Schutz der Umgebung vor Störfällen gelegt wurde, während der Schutz des Personals geringere Priorität genoß. Diesem Gesichtspunkt sollte daher in Zukunft stärker Rechnung getragen werden. Schließlich wird deutlich, daß die Strahlenschutzvorsorge für derartige Ereignisse keine statische, abgeschlossene Angelegenheit ist, sondern fortwährender, intensiver Aufmerksamkeit bedarf.

Literatur

- NRC:
  Preliminary Notifications
  PNO-79-67 bis PNO-79-67Y vom 30.3.1979

- AIF-Fernschreiben vom 29.3. - 16.4.1979

- Ad Hoc Interagency Dose Assessment Group:
  Population Dose and Health Impact of the Accident at the Three Mile Island Nuclear Station
  NUREG-0558, May 1979

- Harrisburg Bericht:
  Bewertung des Störfalles im Kernkraftwerk Harrisburg 2
  Zwischenbericht für den Innenausschuß des Deutschen Bundestages
  Umweltbrief Nr. 18, Juni 1979

- GRS-Kurzinformationen
  Ausgabe 14/1979 (Sonderausgabe)

- GRS-Kurzinformationen, Ausgabe 15/1979:
  Auswirkungen des Störfalls vom 28.3.1979 im US-Kernkraftwerk Three Mile Island, Block 2, Meddletown bei Harrisburg, Pennsylvania
  79/A/21

- GRS-Kurzinformationen, Ausgabe 32/1979:
  Details aus der Untersuchung strahlenexponierten Personals der Three-Mile-Island-Anlage
  79/A/56

- Murphy, I.D.:
Some radiation protection aspects of the Three Mile Island accident
IAEA/OECD International Symposium on Occupational Radiation Exposure in Nuclear Fuel Cycle Facilities, Los Angeles, 18. - 22.6.1979

- NRC:
Testimony of Chairman Hendrie before the Subcommittee on Nuclear Regulation of the Senate Committee on Environment and Public Works, 10.4.1979

- The ordeal at Three Mile Island
Nuclear News, Special Report, 6.4.1979

- Nucleonics Week, Vol. 20, Nr. 14, April 1979

- Nucleonics Week, Vol. 20, Nr. 26, Juni 1979

- Three Mile Island
Nuclear Energy, Vol. 18, Nr. 3 (1979) p. 165

- Nuclear News, August 1979, p. 21

- NRC:
TMI-2 Lessons Learned Task Force Status Report and Short-Term Recommendations
NUREG-0578, July 1979

- NRC:
Investigation into the March 28, 1979 Three Mile Island Accident by Office of Inspection and Enforcement
Investigative Report No. 50-320/79-10, NUREG-600, August 1979

DEUTSCHE RISIKOSTUDIE KERNKRAFTWERKE
UNFALLFOLGENMODELL UND ERGEBNISSE

A. Bayer

Kernforschungszentrum Karlsruhe[1])

Kurzfassung

In der deutschen Risikostudie werden die möglichen Freisetzungen aus Kernkraftwerken mit Druckwasserreaktor in 8 Freisetzungskategorien zusammengefaßt. Die Ereignisabläufe außerhalb der Anlage werden dann mit Hilfe eines Unfallfolgenmodells erfaßt. In diesem werden die atmosphärische Ausbreitung und die Ablagerung verfolgt sowie die örtliche und zeitliche Aktivitätskonzentration in der Luft und am Boden berechnet. Aus diesen Konzentrationswerten werden zunächst die potentiellen Dosen ermittelt, an denen sich die verschiedenen Schutz- und Gegenmaßnahmen orientieren. Unter Berücksichtigung dieser Schutz- und Gegenmaßnahmen werden dann die zu erwartenden Dosen berechnet. Aus diesen werden für die jeweils betroffene Bevölkerung die Folgen ermittelt, aufgegliedert in somatische Frühschäden, somatische Spätschäden und genetische Belastung. Die Folgen werden ermittelt, indem die 8 Freisetzungskategorien an 19 Standorten mit insgesamt 25 Kernkraftwerken mehrmals durchgespielt werden. Zugrunde gelegt werden dabei an jedem Standort 115 verschiedene mehrstündige Wetterabläufe, wobei angenommen wird, daß diese Wetterabläufe in jede der vorgegebenen 36 Windrichtungen (10^{o} Abstand) mit gleicher Wahrscheinlichkeit auftreten. Parallel dazu werden die entsprechenden Eintrittswahrscheinlichkeiten ermittelt. Aus den erhaltenen Wertepaaren "Folgenumfang/Eintrittswahrscheinlichkeit" werden zur Darstellung der Endresultate Häufigkeitsdichte, komplementäre Häufigkeitsverteilung von Kollektivschäden und Kollektivdosen, Erwartungswerte von Kollektivschäden und Kollektivdosen sowie abstandsabhängige Erwartungswerte von Individualschäden (Risiken) dargestellt. Diese Ergebnisse werden hinsichtlich Aussagefähigkeit diskutiert und mit Resultaten ähnlicher Untersuchungen verglichen.

Abstract

In the German Risk Study, the possible releases from nuclear power plants with PWR's are classified by means of 8 release categories. The sequences of events outside the installations

---

[1]) *Die Mitarbeiter in diesem Teil der Studie können dem Fachverband 8 der deutschen Risikostudie entnommen werden.*

are then described with the aid of a model for accident consequences. In this model, the atmospheric dispersion and ground deposition are evaluated and the space- and time-dependent activity concentration in the atmosphere and on the ground is calculated. From these concentration values, there are at first determined the potential doses on which the different counter- and protective measures depend. The doses to be expected are then calculated taking into account these counter- and protective measures. Proceeding therefrom, there are assessed the consequences for the population affected in each case subdivided into somatic early injuries, somatic late injuries and genetic exposure. The consequences are assessed by running through the 8 release categories at 19 sites with a total of 25 nuclear units several times. The calculations are based for each site on 115 different weather sequences of several hours' duration, assuming that these sequences have the same probability in each of the 36 predetermined wind directions (distance 10^{o}). In parallel, there are determined the corresponding probabilities of occurrence. From the pairs of values "extent of consequences/probabilty of occurrence" there are derived for presentation of the final results frequency densities, complementary frequency distributions for collective injuries and collective doses, expectancy values of collective injuries and collective doses as well as distance-dependent expectancy values of individual injuries (risks). These results are discussed with respect to their validity and compared with results of similar studies.

1. Einleitung

Im Frühjahr 1976 gab der Bundesminister für Forschung und Technologie eine Risikostudie für Kernkraftwerke in Auftrag. Die spezielle Aufgabe war die Abschätzung des Risikos, das mit Stör- und Unfällen bei Kernkraftwerken, die ihren Standort in der Bundesrepublik Deutschland haben, verbunden ist[1]).

Vorausgegangen war die Veröffentlichung der amerikanischen "Reactor Safety Study" (WASH 1400) /2/[2]). In dieser amerikanischen Untersuchung wird das Kollektivrisiko abgeschätzt, das mit dem Betrieb von 100 Kernkraftwerken (ausgerüstet mit Druck- oder Siedewasserreaktoren) an 68 Standorten in den USA verbunden ist.

Bei der Diskussion der Frage, inwieweit die Ergebnisse der amerikanischen Studie unmittelbar auf deutsche bzw. mitteleuropäische Verhältnisse übertragen werden können, ergab sich eine Reihe von Punkten, die eine derartige direkte Übertragung ausschließen. Zu nennen sind hier vor allem zwei:

---

[1]) *Die genaue Aufgabenstellung ist in /1/ beschrieben.*

[2]) *Im folgenden wird diese Untersuchung abkürzend mit "am. RSS" gekennzeichnet.*

- Die in der amerikanischen Studie betrachteten Referenzanlagen ("Surry" - 788-MWe-PWR und "Peach Bottom" - 1065-MWe-BWR) unterscheiden sich in ihrem anlagentechnischen Aufbau in wichtigen Punkten von deutschen Anlagen. Dies gilt vor allem auch für den Aufbau und die Funktion wichtiger Sicherheitseinrichtungen.

- Die in der Bundesrepublik Deutschland vorliegenden Standortverhältnisse unterscheiden sich erheblich von den in der amerikanischen Studie für die USA betrachteten Standortbedingungen. So ist die mittlere Bevölkerungsdichte in der Bundesrepublik Deutschland etwa zehnmal so groß wie in den USA. Außerdem werden in der Bundesrepublik die Gegenmaßnahmen auf eine andere Weise ablaufen als sie in der amerikanischen Studie vorgegeben sind.

Diese Überlegungen führten zu dem Schluß, daß eigene Untersuchungen erforderlich sind, um die Unterschiede der technischen Anlagenkonzepte sowie die besonderen deutschen Verhältnisse, wie Standorteinflüsse und Gegenmaßnahmen, unmittelbar beurteilen zu können. Gemäß Auftragserteilung sollten die anlagentechnischen Untersuchungen dabei für ein Kernkraftwerk mit Druckwasserreaktor deutscher Bauart durchgeführt werden. Als Referenzanlage wurde das Kernkraftwerk Biblis-B ausgewählt, das einen Druckwasserreaktor mit einer thermischen Leistung von 3750 MW besitzt und im Frühjahr 1976 in Betrieb genommen wurde. Bei der Störfallfolgenermittlung sollten alle Standorte in der Bundesrepublik Deutschland berücksichtigt werden, an denen am 1.7.1977 Kernkraftwerke mit Leichtwasserreaktoren mit einer elektrischen Leistung von mindestens 600 MW in Betrieb oder in Bau waren, bzw. für die bis zum genannten Stichtag eine atomrechtliche Genehmigung beantragt wurde. Auf Grund dieses Kriteriums wurden der Studie 19 Standorte mit insgesamt 25 Anlagen zugrunde gelegt.

Entsprechend der Zielsetzung des Auftrages sollte die Studie in zwei Phasen abgewickelt werden:

- Die Phase A, die jetzt abgeschlossen ist[1]) und deren Ergebnisse hier vorgestellt werden, sollte sich bezüglich der Methodik weitgehend an der amerikanischen Studie orientieren. Ebenso sollte eine Reihe von Grundannahmen übernommen werden.

- Für die anlaufende Phase B ist eine verstärkte methodische Weiterentwicklung sowie die Vertiefung einzelner Problemstellungen vorgesehen.

Die methodischen Grundlagen sowie die erzielten Ergebnisse der Phase A sind ausführlich im Hauptband sowie in den Fachbänden der Risikostudie /1/ dargestellt. Im folgenden sollen die wesentlichen Schritte der Untersuchung wiedergegeben werden, wo-

---

[1]) *Die Arbeiten zur Gesamtstudie wurden von mehreren Institutionen gemeinsam durchgeführt, wobei die Gesellschaft für Reaktorsicherheit Hauptauftragnehmer war.*

bei besonderes Gewicht auf das Unfallfolgenmodell und die Ergebnisse gelegt wird.

2. Struktur von Risikoanalysen

Bei Risikoanalysen werden

- Ereignisabläufe innerhalb einer Anlage und die Expositionsabläufe außerhalb der Anlage bis zu den eventuell auftretenden Schäden verfolgt,
- die zu erwartende Eintrittshäufigkeit derartiger Schäden abgeschätzt[1])
- und schließlich die ermittelten Wertepaare "Schadensumfang/Eintrittshäufigkeit" zu den verschiedenen Darstellungsformen des Risikos verknüpft.

Die Ermittlung des aus einem Unfallablauf (= Ereignis- und Expositionsablauf) resultierenden Schadens sowie aus der Eintrittshäufigkeit eines derartigen Unfallablaufs wird in vier Schritten vollzogen (Bild 1).

1. Schritt: Durchführung einer Ereignisablaufanalyse

In einer Analyse werden auslösende Ereignisse, die zu einer Aktivitätsfreisetzung in die Umgebung führen können, erfaßt und ihre Eintrittshäufigkeiten abgeschätzt[2]).

Ausgehend von einem auslösenden Ereignis ergeben sich, je nachdem, ob die angeforderten Betriebs- und Sicherheitssysteme wie Speisewasserversorgung, Kernnotkühlung etc. funktionieren oder versagen, unterschiedliche Ereignisabläufe, die zu unterschiedlichen Auswirkungen führen können. Die Versagenswahrscheinlichkeit angeforderter Betriebssysteme bzw. Sicherheitssysteme gewinnt man entweder aus der Betriebserfahrung oder (meist) aus Zuverlässigkeitsuntersuchungen, die mit Hilfe von Fehlerbaumanalysen durchgeführt werden. Durch Multiplikation der Eintrittshäufigkeit eines auslösenden Ereignisses mit der Wahrscheinlichkeit des Ereignisablaufs (d.h. des Funktionierens bzw. des Versagens von Sicherheitssystemen), der zu einer Freisetzung in die Umgebung führt, erhält man die Eintrittshäufigkeit der speziellen Freisetzung.

---

[1]) *Als Zeitintervall, auf das sich die Eintrittshäufigkeit bezieht, wird das Jahr zugrunde gelegt.*

[2]) *Hierzu werden sowohl anlageninterne wie auch anlagenexterne auslösende Ereignisse behandelt. Dabei reicht es i.a. aus, eine begrenzte Zahl von Klassen auslösender Ereignisse zu behandeln, die im Sinne von Einhüllenden andere auslösende Ereignisse mit einschließen, anstatt alle denkbaren auslösenden Ereignisse im einzelnen zu erfassen und zu analysieren.*

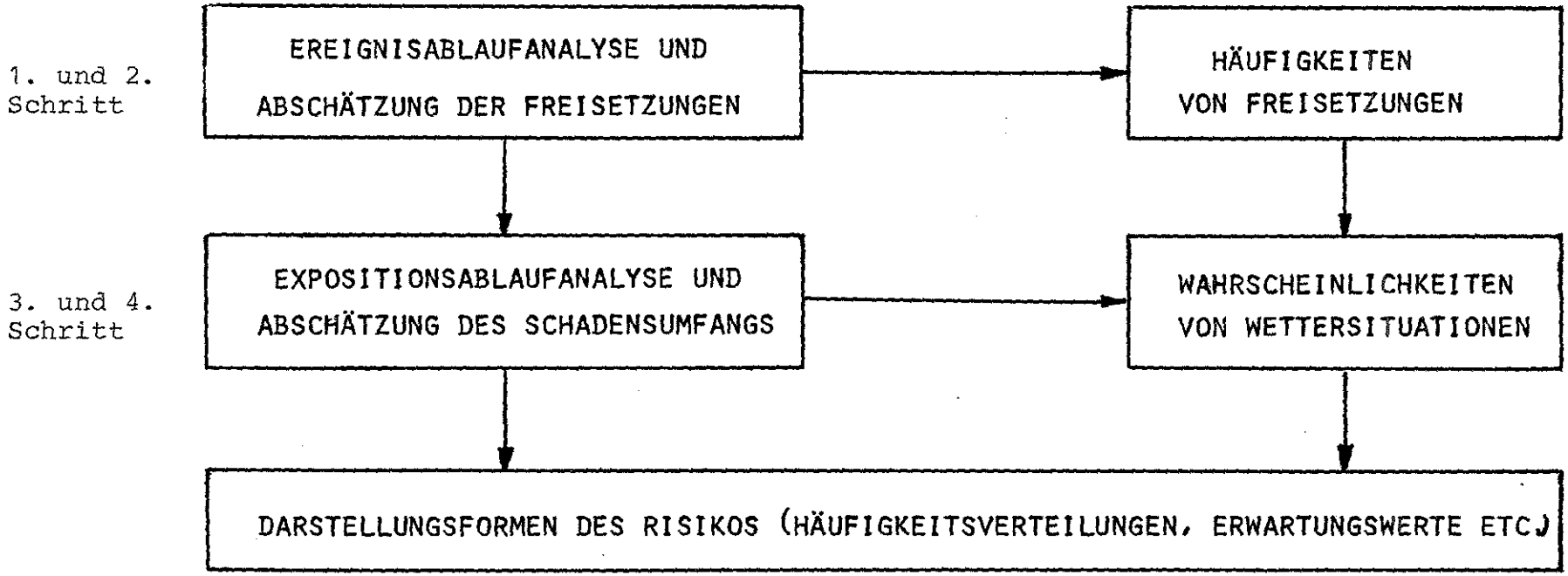


Bild 1: Schritte der Risikostudie

2. Schritt: Abschätzung der Freisetzungen

Größere Schäden sind grundsätzlich nur von jenen Ereignisabläufen zu erwarten, bei denen Sicherheitseinrichtungen so versagen, daß es dadurch zu einer erheblichen Freisetzung von radioaktivem Material aus der Anlage kommt. Da über Kernschmelzen und dessen Auswirkungen aus den vorliegenden Betriebserfahrungen keine Aussagen gewonnen werden können, ist man hier weitgehend auf theoretische Untersuchungen angewiesen. Diese theoretischen Untersuchungen im Rahmen des Freisetzungsmodells befassen sich mit folgenden Vorgängen:

- Schmelzen des Reaktorkerns und Verhalten des geschmolzenen Kerns,
- Freisetzung von Massen (einschließlich des radioaktiven Materials) und Energien in die Atmosphäre des Sicherheitsbehälters,
- Verhalten des in die Atmosphäre des Sicherheitsbehälters freigesetzten Materials,
- Verhalten des Sicherheitsbehälters und seine möglichen Versagensarten.

Aus dem schrittweisen Verfolgen dieser Vorgänge ergeben sich die aus dem Sicherheitsbehälter freigesetzten Mengen an radioaktivem Material und an thermischer Energie sowie die Werte aller übrigen, für den folgenden Schritt notwendigen Parameter.

Zur vereinfachten Weiterbehandlung werden ähnliche Freisetzungen zu einer Freisetzungskategorie zusammengefaßt, wobei die Eintrittshäufigkeiten der einzelnen Freisetzungen zur Eintrittshäufigkeit der Freisetzungskategorie aufsummiert werden. Auf diese Weise wurde in der Studie das Spektrum der ermittelten Freisetzungen zu insgesamt acht Freisetzungskategorien kondensiert. Die charakteristischen Daten dieser Freisetzungskategorien sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

3. und 4. Schritt: Analyse der Expositionsabläufe und Abschätzung des Schadensumfangs

Von dem aus dem Sicherheitsbehälter austretenden Material wird angenommen, daß es entsprechend den gerade herrschenden Ausbreitungsgegebenheiten mit dem Wind in die Umgebung der Kernkraftwerke getragen wird. Die mitgeführte Energie kann einen thermischen Auftrieb erzeugen. Über die verschiedenen Expositionspfade (Direktstrahlung aus der Abluftfahne, Direktstrahlung vom Boden [nach Ablagerung] etc.) trägt es zur radiologischen Belastung der Umgebungsbevölkerung bei, aus der dann möglicherweise gesundheitliche Schäden resultieren. Die rechnerische Abschätzung im Rahmen des Unfallfolgenmodells läuft in folgenden Stufen ab:

Freisetzungs-kategorie (FK) Nr.	Beschreibung	Zeitpunkt der Freisetzung h	Dauer der Freisetzung h	Höhe der Freisetzung m	Freigesetzte Energie 10^6 KJ/h	Häufigkeit der Freisetzung 1/a	Freigesetzter Anteil des Kerninventars							
							Xe-Kr	J_{org}	J_2-Br	Cs-Rb	Te-Sb	Ba-Sr	Ru [2])	La [3])
FK1	Kernschmelzen mit Dampfexplosion	1	1	30	540	$2\cdot10^{-6}$ +)	1.0	$7.0\cdot10^{-3}$	$7.9\cdot10^{-1}$	$5.0\cdot10^{-1}$	$3.5\cdot10^{-1}$	$6.7\cdot10^{-2}$	$3.8\cdot10^{-1}$	$2.6\cdot10^{-3}$
FK2	Kernschmelzen, großes Leck im Sicherheits-behälter (Ø 300 mm)	1	3	10	15	$6\cdot10^{-7}$	1.0	$7.0\cdot10^{-3}$	$4.0\cdot10^{-1}$	$2.9\cdot10^{-1}$	$1.9\cdot10^{-1}$	$3.2\cdot10^{-2}$	$1.7\cdot10^{-2}$	$2.6\cdot10^{-3}$
FK3	Kernschmelzen, mittleres Leck im Sicherheitsbehälter (Ø 80 mm)	2	3	10	1	$6\cdot10^{-7}$	1.0	$7.0\cdot10^{-3}$	$6.3\cdot10^{-2}$	$4.4\cdot10^{-2}$	$4.0\cdot10^{-2}$	$4.9\cdot10^{-3}$	$3.3\cdot10^{-3}$	$5.2\cdot10^{-4}$
FK4	Kernschmelzen, kleines Leck im Sicherheits-behälter (Ø 25 mm)	2	3	10	–	$3\cdot10^{-6}$	1.0	$7.0\cdot10^{-3}$	$1.5\cdot10^{-2}$	$5.1\cdot10^{-3}$	$5.0\cdot10^{-3}$	$5.7\cdot10^{-4}$	$4.0\cdot10^{-4}$	$6.5\cdot10^{-5}$
FK5 [1])	Kernschmelzen, Überdruckversagen, Ausfall der Störfall-filter	0 1 25	1 1 1	10 10 10	– – 200	$2\cdot10^{-5}$	$2.0\cdot10^{-5}$ $2.3\cdot10^{-2}$ $9.8\cdot10^{-1}$	$1.8\cdot10^{-7}$ $1.6\cdot10^{-4}$ $6.8\cdot10^{-3}$	$1.8\cdot10^{-5}$ $9.6\cdot10^{-4}$ $9.6\cdot10^{-3}$	$4.7\cdot10^{-5}$ $6.7\cdot10^{-4}$ $4.5\cdot10^{-4}$	$3.6\cdot10^{-7}$ $6.7\cdot10^{-4}$ $7.7\cdot10^{-4}$	$5.5\cdot10^{-9}$ $8.0\cdot10^{-5}$ $4.7\cdot10^{-5}$	– $5.5\cdot10^{-5}$ $5.3\cdot10^{-5}$	– $8.8\cdot10^{-6}$ $9.5\cdot10^{-6}$
FK6 [1])	Kernschmelzen Oberdruckversagen	0 1 25	1 1 1	100 100 10	– – 200	$7\cdot10^{-5}$	$2.0\cdot10^{-5}$ $2.3\cdot10^{-2}$ $9.8\cdot10^{-1}$	$1.8\cdot10^{-9}$ $1.6\cdot10^{-6}$ $6.8\cdot10^{-3}$	$1.8\cdot10^{-8}$ $9.6\cdot10^{-7}$ $9.6\cdot10^{-3}$	$4.7\cdot10^{-8}$ $6.7\cdot10^{-7}$ $4.5\cdot10^{-4}$	$3.6\cdot10^{-10}$ $6.7\cdot10^{-7}$ $7.7\cdot10^{-4}$	$5.5\cdot10^{-12}$ $8.0\cdot10^{-8}$ $4.7\cdot10^{-5}$	– $5.5\cdot10^{-8}$ $5.3\cdot10^{-5}$	– $8.8\cdot10^{-9}$ $9.5\cdot10^{-6}$
FK7	Beherrschter Kühlmittelverluststörfall, großes Leck im Sicherheitsbehälter	0	1	10	9	$1\cdot10^{-4}$ ++)	$1.7\cdot10^{-2}$	$3.7\cdot10^{-5}$	$5.3\cdot10^{-3}$	$1.3\cdot10^{-2}$	$2.5\cdot10^{-5}$	$2.5\cdot10^{-7}$	0.	0.
FK8	Beherrschter Kühlmittelverluststörfall	0	6	100	–	$1\cdot10^{-3}$	$4.6\cdot10^{-4}$	$1.0\cdot10^{-8}$	$1.2\cdot10^{-8}$	$2.1\cdot10^{-8}$	$4.1\cdot10^{-11}$	$4.1\cdot10^{-13}$	0.	0.

[1]) Da die Freisetzung über einen längeren Zeitraum erfolgt, werden die freigesetzten Anteile für drei Zeitintervalle getrennt angegeben.
[2]) enthält Ru, Rh, Co, Mo, Tc
[3]) enthält Y, La, Zr, Nb, Ce, Pr, Nd, Np, Pu, Am, Cm

+) Für die Wahrscheinlichkeit, daß sich bei einem Kernschmelzen eine Dampfexplosion ereignet, die über ein Versagen des Reaktordruckbehälters zu einer Zerstörung des Sicherheitsbehälters führt, wurde der in WASH 1400 ausgewiesene Wert übernommen.

++) Originäre Häufigkeit : $2\cdot10^{-7}a^{-1}$

Häufigkeit nach 10%-Übertrag von FK8: $1\cdot10^{-4}a^{-1}$

Tab. 1: Freisetzungskategorien

- Berechnung der ortsabhängigen Aktivitätskonzentrationen in der Luft und der Kontamination des Bodens auf Grund der Ausbreitungs- und Ablagerungsvorgänge;

- Berechnung von potentiellen Dosen (Ortsdosen), an denen sich Einsatz und Ausmaß der verschiedenen Schutz- und Gegenmaßnahmen orientieren;

- Berechnung von Dosen, die bei Berücksichtigung der Schutz- und Gegenmaßnahmen zu erwarten sind;

- Abschätzung der Schäden in der betroffenen Bevölkerung, die sich bei Anwendung vorgegebener Dosis-Wirkungs-Beziehungen bzw. Dosis-Risiko-Beziehungen auf die zu erwartenden Dosen rechnerisch ergeben.

Diese rechnerische Abschätzung wird unter Zugrundelegung verschiedener Wettersituationen an den vorgegebenen Standorten durchgeführt. Die Wahrscheinlichkeit, daß eine Wettersituation ähnlich der zugrunde gelegten vorliegt, ergibt, multipliziert mit der Eintrittshäufigkeit der vorgegebenen Freisetzung, dann die Eintrittshäufigkeit des betrachteten Unfallablaufs.

Im Rahmen dieser Ausführung werden im folgenden das Unfallfolgenmodell sowie die erzielten Ergebnisse der Risikostudie ausführlicher dargestellt.

3. Unfallfolgenmodell

Das Unfallfolgenmodell gliedert sich in folgende Modellteile:

- atmosphärische Ausbreitung und Ablagerung,
- Dosisberechnung,
- Einsatz von Schutz- und Gegenmaßnahmen,
- Berechnung gesundheitlicher Schäden.

Bild 2 zeigt eine schematische Anordnung dieser Modellteile. Dabei sind Eingabedaten und -parameter in Kästchen mit halbrunden Flanken, Zwischenergebnisse in rechteckigen Kästchen und Häufigkeits- bzw. Wahrscheinlichkeitszahlen in Rhomben dargestellt. Die anschließenden Erläuterungen folgen dieser schematischen Darstellung.

3.1 Modell für die atmosphärische Ausbreitung und Ablagerung

3.1.1 Ausbreitung und Ablagerung

Sobald die radioaktiven Stoffe aus der äußeren Sicherheitsumschließung oder aus dem Abluftkamin in die Atmosphäre freigesetzt sind, unterliegen sie der atmosphärischen Ausbreitung. Die Aktivitätsfahne entfernt sich mit Windgeschwindigkeit vom

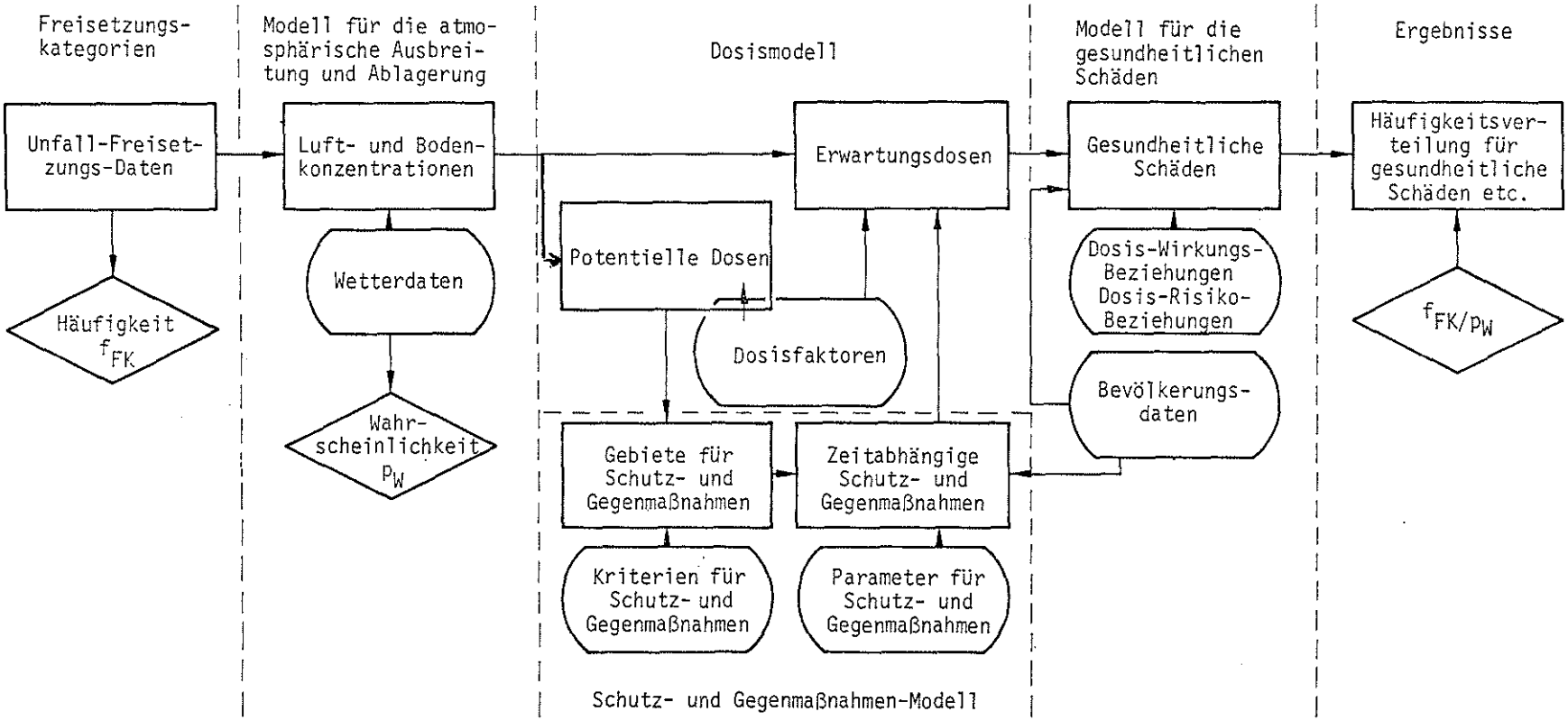


Bild 2: Schema des Unfallfolgenmodells

Emittenten. Die Aktivitätskonzentration nimmt dabei, hauptsächlich abhängig von der Turbulenz der Atmosphäre, der Beschaffenheit des überstrichenen Geländes sowie ggf. von Niederschlägen, ständig ab.

Von den vielfältigen Modellen, die die atmosphärische Ausbreitung beschreiben, hat sich für den praktischen Gebrauch eine spezielle Lösung der Diffusionsgleichung als brauchbar erwiesen, nämlich die Gaußverteilung. Mit dieser wird die Aktivitätsverteilung in einem Schnitt senkrecht zur Transportrichtung beschrieben. Dieses sog. Gauß'sche Ausbreitungsmodell wird auch hier verwendet. Es ist durch Experimente bis zu Entfernungen von rund 20 km bestätigt worden. In diesem Entfernungsbereich sind bei hohen Freisetzungsraten Frühschäden möglich, für deren Berechnung wegen der nichtlinearen Dosis-Wirkungs-Beziehung (siehe Abschnitt 3.4) eine zuverlässige Kenntnis der Dosisverteilung erforderlich ist.

Auch in Entfernungen über 20 km wird dasselbe Modell verwendet. Einerseits gibt es einige experimentelle Ergebnisse, die der Anwendbarkeit auch in größeren Entfernungen nicht widersprechen, andererseits ist für das in diesem Bereich bedeutende Ergebnis - die Zahl der Spätschäden - die genaue Kenntnis der Dosisverteilung nicht entscheidend.

Die Standardabweichung der Gauß'schen Glockenkurve ist durch den horizontalen bzw. vertikalen Ausbreitungsparameter $\sigma_y(x)$ bzw. $\sigma_z(x)$ gegeben. Die verwendeten Ausbreitungsparameter wurden durch Ausbreitungsexperimente im Umkreis des Kernforschungszentrums Karlsruhe (KfK) bestimmt /3/.

Sie sind, wie auch andere Experimente über Gelände ähnlicher Topographie gezeigt haben /4,5/, repräsentativ für Gelände mit rauher Oberfläche (Wald, Besiedelung). Für glattes Gelände (Norddeutsche Tiefebene) werden diese Parameter entsprechend modifiziert.

Der vertikale Turbulenzaustausch in der Atmosphäre ist nach oben meist durch eine Sperrschicht begrenzt. Aus diesem Grunde wird der vertikale Ausbreitungsparameter bei Erreichen eines Maximalwertes konstant gehalten. Eine Verminderung der Konzentration erfolgt danach nur noch durch die horizontale Ausbreitung.

Der Aufstieg der Aktivitätsfahne infolge der freigesetzten thermischen Energie wird im wesentlichen nach den Formeln von Briggs /6,7/ berechnet, die Nester /8/ erweiterte, um den Einfluß von Gebäuden auf den Aufstieg zu erfassen. Der Einfluß der Zerfallsenergie auf den Aufstieg wird seines geringen Beitrags wegen vernachlässigt /9/. Die Ausbreitung nach oben ist durch den maximalen Wert des $\sigma_z(x)$ begrenzt. Der ursprüngliche Aktivitätsinhalt der Fahne verringert sich durch die trockene und nasse Ablagerung sowie durch den radioaktiven Zerfall.

Die für die Berechnung der Aktivitätskonzentration der Luft und der Bodenkontamination verwendeten meteorologischen Daten,

nämlich die Windgeschwindigkeit, die Ausbreitungskategorie und die Information über den Niederschlag, werden stündlich den entsprechend gemessenen, realen Wetterabläufen angepaßt. Dabei wird angenommen, daß die am Standort gemessenen meteorologischen Größen gleichzeitig dieselben Werte in allen Entfernungen annehmen. Dies wird für 115 Wetterabläufe, deren Startzeiten um jeweils 3 Tage und 5 Stunden gegeneinander versetzt sind, durchgeführt.

Jeder der 115 Wetterabläufe ergibt ein Aktivitätskonzentrations- und Kontaminationsfeld. Es wird entsprechend der am. RSS /2/ angenommen, jede Windrichtung sei gleich wahrscheinlich. Dies wird im Modell dadurch realisiert, daß die Ausbreitungsrichtung mit gleicher Wahrscheinlichkeit auf jeweils die Sektormitte von 36 Zehn-Grad-Sektoren fällt.

Es wird wiederum entsprechend der am. RSS /2/ ein geradliniger Transport der Abluftfahne angenommen. Größere Windrichtungsschwankungen sind nicht berücksichtigt, was zu einer konservativen Abschätzung der maximalen Dosen führt.

Dieses Modell der geradlinigen Ausbreitung wird in Anlehnung an die am. RSS /2/ bis zu einer Entfernung von 540 km angewendet. Die Fläche dieses Kreises entspricht etwa der Fläche Mitteleuropas. Jenseits dieser Entfernung ändern sich meist die Ausbreitungsbedingungen entscheidend (Meer, Gebirge).

Der Aktivitätsinhalt der Fahne hat sich in vielen Fällen auch nach Ausbreitung über eine Entfernung von 540 km noch nicht so verringert, daß er nicht weiter verfolgt zu werden brauchte. Im Mittel aller Wetterabläufe passiert die Aktivitätsfahne diese "Grenze" mit etwa 40 % ihres ursprünglichen Inhalts langlebiger Radionuklide. Die über die 540-km-Entfernung hinausgetragene Jod- und Aerosolaktivität wird nun dadurch berücksichtigt, daß sie auf einem Kreisring mit einem Außenradius von 2500 km abgelagert wird. Die Fläche dieses Kreisringes entspricht etwa der Fläche Westeuropas einschließlich der Wasserflächen. Die Edelgase können auf Grund ihrer geringen radiologischen Bedeutung vernachlässigt werden. Dieses Vorgehen entspricht demjenigen in der am. RSS /2/.

3.1.2 Meteorologische Standort-Regionen

Für eine realistische Modellierung der sich ändernden Ausbreitungsbedingungen im oben beschriebenen Ausbreitungsmodell müssen die stündlichen Werte der Windgeschwindigkeit, der Ausbreitungskategorie und gegebenenfalls der Niederschlagsintensität für mindestens ein Jahr vorliegen. Derart ausführliche Meßwerte sind - im Unterschied zu den vielfach verfügbaren Ausbreitungsstatistiken - nur an einer begrenzten Zahl von Meßstationen vorhanden. Die 19 zu betrachtenden Kernkraftwerksstandorte wurden vier meteorologischen Standortregionen zugeordnet, innerhalb derer jeweils ein Satz meteorologischer Daten benutzt wurde. Die Grenzziehung für eine Region ergab sich aus der For-

derung nach einheitlichen Ausbreitungsverhältnissen und geographischer Ähnlichkeit.

Die vier Standortregionen sind:

- Norddeutsche Tiefebene,
- Oberrheinische Tiefebene,
- Süddeutsche Hochebene,
- Tallagen.

3.2 Dosismodell

Auf der Grundlage der mit Hilfe des Modells der atmosphärischen Ausbreitungs- und Ablagerungsvorgänge ermittelten orts- und zeitabhängigen Aktivitätskonzentration in der Luft und der Bodenkontamination wird die Strahlenexposition der betroffenen Bevölkerung berechnet /10/.

Die Wege, über welche die Strahlung der freigesetzten Aktivität den Menschen erreicht, bezeichnet man als Expositionspfade. Aus der Freisetzung von Radionukliden in die Atmospäre resultieren im wesentlichen folgende Expositionspfade:

- externe Bestrahlung durch die vorbeiziehende Aktivitätsfahne;

- externe Bestrahlung durch die am Boden abgelagerte Aktivität;

- interne Bestrahlung durch die mit der Atemluft inkorporierte Aktivität, unterteilt in

  - Inhalation von luftgetragenen Radionukliden aus der Aktivitätsfahne und

  - Inhalation von resuspendierten Radionukliden, die schon am Boden abgelagert waren;

- interne Bestrahlung durch mit der Nahrung inkorporierte Aktivität.

Die Berechnung der Strahlenexposition wird für folgende, für die Schadensermittlung wichtige Organe durchgeführt:

- Knochenmark,
- Knochenoberfläche,
- Lunge,
- Schilddrüse,
- Brust.

Der Schadensermittlung der übrigen Organe wird die Strahlenexposition des Ganzkörpers zugrunde gelegt.

Zur Ermittlung der genetisch signifikanten Dosis wird die Strahlenexposition der Hoden und Eierstöcke berechnet.

Da die Kriterien für die Gegenmaßnahmen (siehe Abschnitt 3.3)

- Umsiedlung,
- Dekontamination,
- zeitweises Verbot des Verzehrs lokal erzeugter landwirtschaftlicher Produkte

eine Vorausberechnung der Dosen erfordern, werden im ersten Schritt Dosen berechnet, die Personen bei ununterbrochenem Aufenthalt im Freien bzw. bei ständigem Verzehr über die relevanten Expositionspfade erhalten würden. Diese werden im folgenden als potentielle Dosen bezeichnet.

Im zweiten Schritt werden dann Dosen berechnet, die Personen unter Berücksichtigung der Schutz- und Gegenmaßnahmen[1]) erhalten würden. Diese werden im folgenden als zu erwartende Dosen bezeichnet.

Im Detail werden folgende Dosen berechnet:

- Potentielle Dosen

  Zur Entscheidung über Gegenmaßnahmen zur Verringerung der Frühschäden werden berechnet:

  - die Knochenmarkdosis infolge externer Bestrahlung durch die am Boden abgelagerte Aktivität während der ersten 7 Tage.

  Zur Entscheidung über Gegenmaßnahmen zur Verringerung der somatischen Spätschäden und der genetischen Belastung werden berechnet:

  - die Ganzkörperdosis infolge externer Bestrahlung durch die am Boden abgelagerte Aktivität während der ersten 30 Jahre und

  - die Ganzkörper-, Knochenmark- und Schilddrüsendosis infolge interner Bestrahlung durch die mit den Nahrungsmitteln inkorporierte Aktivität während der ersten 50 Jahre.

- Zu erwartende Dosen

  Zur Ermittlung der Frühschäden werden berechnet:

  - die Kurzzeit-Knochenmark-Dosis; diese setzt sich zusammen aus der Dosis infolge:

---

[1]) *Unter Schutzmaßnahmen werden allgemein die ohne besonderen Aufwand durchzuführenden Maßnahmen, wie das Aufsuchen von Häusern, verstanden. Gegenmaßnahmen bedürfen besonderer Vorbereitung; darunter fallen z.B. alle Bevölkerungsbewegungen.*

- externer Bestrahlung durch die Aktivität der Abluftfahne,

- externer Bestrahlung durch die am Boden abgelagerte Aktivität innerhalb der ersten 7 Tage sowie

- interner Bestrahlung durch die mit der Atemluft inkorporierte Aktivität der Abluftfahne während der ersten 30 Tage.

Zur Ermittlung der somatischen Spätschäden werden berechnet:

- die Dosen für die Organe:

  - Knochenmark,
  - Knochenoberfläche,
  - Lunge,
  - Schilddrüse,
  - Brust,
  - Restkörper,

  aufsummiert über alle aus der Freisetzung von Radionukliden in die Atmosphäre resultierenden Expositionspfade. Dabei wird die Strahlenexposition sowohl der unmittelbar betroffenen Bevölkerung als auch der nach dem Unfall geborenen Personen berücksichtigt.

Zur Ermittlung der genetischen Belastung werden berechnet:

- die genetisch signifikante Dosis, aufsummiert über alle aus der Freisetzung von Radionukliden in die Atmosphäre resultierenden Expositionspfade. Sie berechnet sich aus den Dosen für die Hoden und die Eierstöcke. Es wird die Exposition sowohl der unmittelbar betroffenen Bevölkerung als auch der nach dem Unfall geborenen Personen berücksichtigt.

Durch Integration der mit der Anzahl der betroffenen Personen multiplizierten ortsabhängigen Individualdosen über das betroffene Gebiet erhält man schließlich die unter Zugrundelegung der Schutz- und Gegenmaßnahmen zu erwartenden Kollektivdosen, d.h. die Summe aller zu erwartender Individualdosen.

3.3 Modell der Schutz- und Gegenmaßnahmen

3.3.1 Grundzüge

In die Ergebnisse gehen Schutz-Gegenmaßnahmen ein. Damit die Studie auf realen Grundlagen steht, werden die entsprechenden behördlichen Regelungen berücksichtigt, die in der Bundesrepublik Deutschland den Charakter von Empfehlungen besitzen.

Es sind dies die "Rahmenempfehlungen für den Katastrophenschutz in der Umgebung kerntechnischer Anlagen" /11/, die vom Länderausschuß für Atomkernenergie gemeinsam mit den Innenbehörden der Bundesländer herausgegeben wurden und die "Leitsätze für die Unterrichtung der Öffentlichkeit über die Katastrophenschutzplanung in der Umgebung von kerntechnischen Anlagen" /12/, die von der ständigen Konferenz der Innenminister und Innensenatoren der Länder beschlossen wurden. Darin ist festgelegt, daß die Bevölkerung bei kerntechnischen Unfällen aufgefordert wird, Häuser aufzusuchen und Radio- bzw. Fernsehapparate einzuschalten. Als anschließende Maßnahmen sind im Bedarfsfall in bestimmten Gebieten die Evakuierung, die Dekontamination oder das zeitweilige Verbot des Verzehrs lokal erzeugter landwirtschaftlicher Produkte vorgesehen. Falls es die Strahlenbelastung der Bevölkerung erfordert und die Auswirkungen des Unfalls dadurch gemildert werden können, wird die Katastrophenschutzleitung auch weitergehende Maßnahmen, wie die Umsiedlung innerhalb weniger Tage oder Wochen (schnelle Umsiedlung) oder die Umsiedlung im Verlaufe mehrerer Monate (Umsiedlung), anordnen. Damit ergibt sich für die vorliegende Studie insgesamt die folgende Liste von Schutz- und Gegenmaßnahmen:

- Aufsuchen von Häusern,
- Evakuierung,
- schnelle Umsiedlung,
- Umsiedlung,
- Dekontamination,
- zeitweiliges Verbot des Verzehrs lokal erzeugter landwirtschaftlicher Produkte.

Art und Dringlichkeit der Schutz- und Gegenmaßnahmen sind von Ort zu Ort verschieden. Dies führt zu einem Schema von Maßnahmen, Gebieten und Zeiten, das in Tabelle 2 und Bild 3 gezeigt bzw. anschließend in den Abschnitten "Gebiete" und "Maßnahmen" besprochen wird.

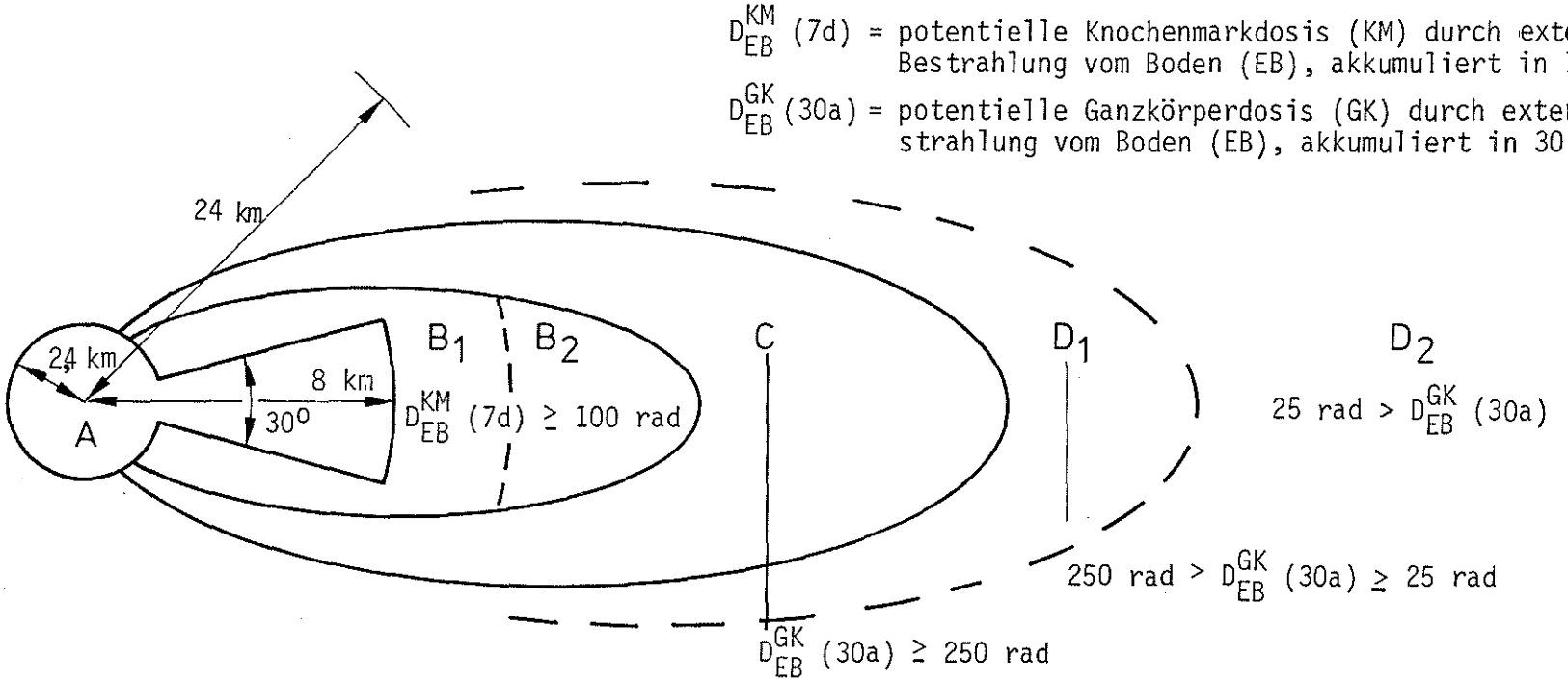
3.3.2 Gebiete

Die Behörden und die Betriebe treffen Vorkehrungen, damit während und nach einer Freisetzung von Radioaktivität die räumliche Verteilung der Dosisleistung in der Umgebung gemessen oder geschätzt werden kann. Abhängig von den Ergebnissen ordnet die Katastrophenschutzleitung unter Anwendung der Kriterien, die in den Rahmenempfehlungen angegeben sind, die erforderlichen Schutz- und Gegenmaßnahmen an.

In analoger Weise verfährt die vorliegende Studie. Zuerst wird die räumliche Verteilung der potentiellen Dosis berechnet. Danach werden - falls die Dosen die vorgegebenen Referenzwerte überschreiten - ausgewählte Linien gleicher Dosis verwendet, um 5 Gebiete (B_1, B_2, C, D_1 und D_2), in denen unterschiedliche Maßnahmen zur Anwendung kommen, zu definieren und gegeneinander abzugrenzen. Schließlich werden nach der Festlegung der Gebiete und unter Berücksichtigung der entsprechenden Schutz- und

Gebiet → / Zeit, Zweck / Maßnahme ↓	A	B_1	B_2	C	D_1	D_2	Zeitliche Reihenfolge	Hauptmotiv der Maßnahme ist die Vermeidung von:
Information und Vorbereitung (Anlaufphase)							0 - 2 h	
Aufenthalt in Häusern	○	○					ab 2 h	Frühschäden durch Wolken- und Bodenstrahlung
Evakuierung	○						2 - 14 h	Frühschäden durch Bodenstrahlung
Schnelle Umsiedlung		○	○				nach 14 h	
Umsiedlung				○			30 d - 1 a	Spätschäden durch Bodenstrahlung
Dekontamination					○		ab 30 d	
Einschränkungen beim Verzehr landwirtschaftlicher Produkte	○	○	○	○	○	○	gemäß Kriterien	Spätschäden durch interne Strahlung nach Ingestion
Späte Dekontamination	○	○	○	○			vor Rückkehr der Bevölkerung	Spätschäden durch Bodenstrahlung

Tab. 2: Zuordnung der Schutz- und Gegenmaßnahmen zu den Gebieten und Zeiten



Gebiet A ist durch Winkel und Entfernungen definiert und bei allen Freisetzungskategorien gleich. Für dieses Gebiet wird die Existenz vorbereiteter Evakuierungspläne vorausgesetzt.

Die Gebiete B_1, B_2, C und D_1 werden durch Isodosislinien definiert. Ihr Auftreten hängt somit von der Art der Freisetzung und der dann herrschenden Wetterlage ab.

In der Mehrzahl der Fälle bleiben die Dosen außerhalb des Gebiets A unter den Definitionswerten für die Gebiete B_1 und B_2. Dann entfallen diese Gebiete und die zugehörigen Gegenmaßnahmen. Darüber hinaus entfallen in vielen Fällen auch die Gebiete C und D_1.

Bild 3: Gebiete der Schutz- und Gegenmaßnahmen (schematisch); Erläuterungen siehe Text und Tabelle 2

Gegenmaßnahmen die Dosen neu berechnet und daraus die Personenschäden bestimmt.

Zu den bereits erwähnten 5 Gebieten kommt ein weiteres (A), das die unmittelbare Umgebung des Kernkraftwerks umfaßt, wo hohe Dosen auftreten können und bei großer Aktivitätsfreisetzung und ungünstigen Ausbreitungsbedingungen keine Zeit für Aktivitäts- und Dosisleistungsmessungen und deren Auswertung zur Verfügung steht. Es ist daher durch vorgegebene Winkel und Entfernungen begrenzt.

Die Gebiete B_1 und B_2 sind so gewählt, daß sie zusammen mit dem Gebiet A alle Bereiche überdecken, in denen von der Dosis her Frühschäden möglich sind.

Ein weiterer Gesichtspunkt bei der Wahl der Gebietsgrenzen ist die Frage, ob Bevölkerungsbewegungen nötig sind oder nicht. Die Rahmenempfehlungen geben dafür Dosisgrenzen als Aktionsschwellen an, die auch Verwendung finden.

Für die einzelnen Gebiete gilt folgendes:

Gebiet A — Die Maßnahmen im Gebiet dienen hauptsächlich der Verringerung oder Vermeidung von Frühschäden als Folge der Wolken- oder Bodenstrahlung. Es hat die Form eines Schlüssellochs, d.h., es umfaßt einen Vollkreis von 2,4 km Radius, dessen Mittelpunkt durch das Reaktorgebäude festgelegt ist, und einen Kreissektor, der sich bis zu einer Entfernung von r = 8 km erstreckt, symmetrisch zur Ausbreitungsrichtung liegt und einen Öffnungswinkel von 30° besitzt. Seine Fläche beträgt 33,3 km^2. Der Einschluß eines Vollkreises ist nötig, weil Wirbel und Diffusionsvorgänge in der unmittelbaren Umgebung des Kernkraftwerks einen Aktivitätstransport über kurze Distanzen in allen Richtungen bewirken können und die Strahlung aus der Aktivitätsfahne mit begrenzter Reichweite nach allen Richtungen hin emittiert wird.

Gebiete B_1 und B_2 — Während die Größe des Gebiets A nicht von der Art des Unfalls abhängt, ist das Gebiet B_1 durch eine untere Grenze der potentiellen Knochenmarkdosis definiert, die bei $D_{EB}^{KM}(7d)$ = 100 rad liegt. Da der Verlauf dieser Isodosislinie von der Art der Freisetzung und vom jeweiligen Wetterablauf abhängt, könnten sich bei Berücksichtigung von 8 Unfallkategorien, 4 Klimazonen und 115 Wetterabläufen im Prinzip 8 x 4 x 115 = 3680 Gebiete B_1 verschiedener Größe und Gestalt ergeben. Die Rechnungen zeigen jedoch, daß nur bei den größten Freisetzungen potentielle Knochenmarkdosen erreicht werden, die zur Definition eines Gebietes B_1 führen. Bei einigen der Wetterlagen umfaßt die Isodosislinie $D_{EB}^{KM}(7d)$ = 100 rad nach den Freisetzungskategorien FK1 und FK2 auch Gebiete, die mehr als 24 km vom Reaktor entfernt sind. Solche Teilgebiete werden von B_1 abgetrennt und mit B_2 bezeichnet. Als Grenze zwischen B_1 und B_2 dient somit der Kreisbogen r = 24 km.

Gebiete C, D_1 und D_2 — Die Festlegung der Gebiete C, D_1 und D_2 basiert auf der potentiellen Ganzkörperdosis durch Strahlung

vom Boden, akkumuliert in 30 a. So gelten für das Gebiet C die Schranken D_{EB}^{GK} (30a) > 250 rad und D_{EB}^{KM}(7d) ≤ 100 rad, im Gebiet D_1 ist 250 rad ≥ D_{EB}^{GK} (30a) > 25 rad und im Gebiet D_2 liegt die potentielle Ganzkörperdosis D_{EB}^{GK} (30a) unterhalb 25 rad. Das Gebiet D_2 erstreckt sich bis zur Berechnungsgrenze bei 540 km.

3.3.3 Maßnahmen

Anlaufphase

Nach dem Erkennen der bevorstehenden Freisetzung wird eine Anlaufphase von 2 Stunden unterstellt, in deren Verlauf die lokalen und regionalen Entscheidungsträger benachrichtigt, Stäbe gebildet und das Standardsignal für Katastrophenfälle allgemeiner Art (einminütiger Sirenenheulton) ausgelöst werden. Durch das Sirenensignal (und Lautsprecherwagen) wird die Bevölkerung der Gebiete A und gegebenenfalls B_1 aufgefordert, Gebäude aufzusuchen oder darin zu verbleiben und Rundfunk- oder Fernsehapparate einzuschalten.

Schutz- und Gegenmaßnahmen, die später als zum Zeitpunkt 2 h ergriffen werden, sind gebietsspezifisch und werden im folgenden nach Gebieten getrennt dargestellt (siehe auch Tabelle 2).

Schutz- und Gegenmaßnahmen im Gebiet A

Hauptzweck der Maßnahmen im Gebiet A ist es, den Umfang der akuten Schäden zu vermindern oder sie ganz zu vermeiden. Die Studie geht davon aus, daß nach 2 Stunden ca. zwei Drittel (65 %) der Bevölkerung größere Gebäude oder die Keller kleinerer Gebäude aufgesucht haben und dort an geschützten Stellen, d.h. abseits von Fenstern und Türen verbleiben, während ca. ein Drittel (32 %) kleine Gebäude aufgesucht hat, aber dort nicht in die Keller gehen kann oder will. Von 3 % der Bevölkerung wird angenommen, daß sie trotz Warnung im Freien verbleiben.

Da bei nahezu allen Wetterlagen im Gebiet A die höchsten Dosisleistungen auftreten und dann keine Zeit für die Durchführung und Auswertung von Messungen zur Verfügung steht, geht die Studie davon aus, daß die Katastrophenschutzleitung dort nach jedem Unfall die Evakuierung anordnet. Darüber hinaus wird vorsichtshalber angenommen, daß für die Evakuierung dieses relativ kleinen Gebietes von 33 Quadratkilometern 12 Stunden benötigt werden, d.h., zwischen der 2. und 14. Stunde besteigen die Bewohner ihre Autos oder andere Transportmittel und verlassen nach einer Fahrzeit von 1,5 Stunden diese potentielle Gefahrenzone für akute Schäden.

Die Rückführung der Bevölkerung ist vorgesehen, wenn die Bodenkontamination infolge des radioaktiven Zerfalls, der Witterungseffekte und der Dekontamination so weit zurückgegangen

ist, daß die potentielle Ganzkörperdosis D_{EB}^{GK} (30a), akkumuliert in 30 Jahren durch Strahlung vom Boden, 25 rad nicht übersteigt.

Schutz- und Gegenmaßnahmen in den Gebieten B_1 und B_2

In der Mehrzahl der Fälle gibt es keine Gebiete B_1 und B_2. Falls jedoch die Aktivitätsfreisetzungen und -ablagerungen bei einem Unfall so groß sind, daß ein Gebiet B_1 definiert werden muß (siehe Tabelle 2), sind auch dort Frühschäden möglich. Deshalb sieht die Studie wie im Gebiet A Schutz- und Gegenmaßnahmen, einschließlich Bevölkerungsbewegungen, vor, wobei die Maßnahme Aufenthalt in Häusern in beiden Gebieten (A und B_1) identisch ist.

Um die Strahlenbelastung der Bevölkerung im Gebiet B_1 möglichst gering zu halten, wird die Katastrophenschutzleitung bemüht sein, die Bevölkerungsbewegung zügig durchzuführen, d.h. in Form einer schnellen Umsiedlung.

Die vorliegende Studie nimmt vorsichtshalber an, daß vorbereitete Pläne nicht vorhanden sind und die schnelle Umsiedlung erst nach Eintritt des Unfalls vorbereitet wird.

Es wird daher davon ausgegangen, daß die schnelle Umsiedlung der Bewohner des Gebiets B_1 frühestens 14 Stunden nach dem Unfalleintritt, d.h. erst nach Beendigung der Evakuierung des Gebiets A, beginnt. Die lange Vorbereitungszeit erlaubt es, die Bevölkerung über Rundfunk und Fernsehen ausführlich zu unterrichten und Hilfspersonal und Transportmittel heranzuführen.

Zur Berechnung der Gesamtdosis werden die Fahrzeiten während der schnellen Umsiedlung benötigt. Zu diesem Zweck unterscheidet die Studie zwischen städtischen, durchschnittlich besiedelten und ländlichen Gebieten B_1. Mit Hilfe eines Rechenprogramms zur Simulation von Bevölkerungsbewegungen wird für jeden der drei Gebietstypen ein Fahrzeitenspektrum ermittelt. Danach werden die Fahrzeitenspektren jeweils durch 3 Fahrzeiten so approximiert, daß jede Fahrzeit im Mittel für ein Drittel der betroffenen Bevölkerung gilt.

Gegenmaßnahmen in den Gebieten C, D_1 und D_2

In den Gebieten C, D_1 und D_2 werden keine Dosen erreicht, die zu Frühschäden führen. Ziel der Gegenmaßnahmen in diesen Gebieten ist es daher, die Spätschäden niedrig zu halten. Dies geschieht durch Umsiedlung, Dekontamination und das zeitweilige Verbot des Verzehrs lokaler landwirtschaftlicher Produkte, die in einem bestimmten Teilgebiet erzeugt wurden. Die Studie geht davon aus, daß bei potentiellen Dosen durch Strahlung vom Boden auf den Ganzkörper (D_{EB}^{GK}), die unter 25 rad in 30a liegen, außer den genannten Einschränkungen beim Verzehr landwirtschaftlicher Produkte keine Gegenmaßnahmen erfolgen (Gebiet D_2). In

Gebieten mit höherem Strahlenpegel muß dekontaminiert werden (Gebiet D_1). Ist die Kontamination jedoch so hoch, daß der Wert von $D_{EB}^{GK}(30a) = 25$ rad nur mit Hilfe eines Dekontaminationsfaktors

$$DF = \frac{\text{Radioaktivität vor der Dekontamination}}{\text{Radioaktivität nach der Dekontamination}}$$

größer als 10 erreicht werden kann (Gebiet C), wird die Dekontamination im Modell auf einen späteren Zeitpunkt verschoben (Spätdekontamination) und die Bevölkerung bis zu diesem Zeitpunkt umgesiedelt.

In der vorliegenden Studie beginnt die Umsiedlung im Gebiet C nach 30 Tagen. Ausgehend von den Teilgebieten, die dem Reaktor am nächsten liegen, schreitet sie zu größeren Entfernungen hin fort.

Die Kontamination im Gebiet D_1 ist so niedrig, daß die potentielle Ganzkörperdosis, summiert über 30 Jahre, durch Dekontamination überall auf einen Wert unter 25 rad gebracht werden kann. Deshalb wird in der vorliegenden Studie davon ausgegangen, daß Bevölkerungsbewegungen nicht erfolgen und die Bewohner dieses Gebiets zu jedem Zeitpunkt ihrer normalen Tätigkeit nachgehen. Außerdem wird angenommen, daß die Dekontamination im ganzen Gebiet D_1 erst nach 30 Tagen wirksam wird.

Im gesamten Gebiet D_2 liegen definitionsgemäß die potentiellen Ortsdosen $D_{EB}^{GK}(30a)$ unterhalb von 25 rad. Als einzige Gegenmaßnahme betrachtet die vorliegende Studie Einschränkungen beim Verzehr landwirtschaftlicher Produkte. Dabei wird ein vorläufiges Modell unverändert aus WASH-1400 übernommen.

Tabelle 2 gibt einen Überblick über alle Gegenmaßnahmen in den Gebieten A, B_1, B_2, C, D_1. Weitere Einzelheiten können der Studie /1/ entnommen werden.

3.4 Modell zur Ermittlung der gesundheitlichen Schäden durch Strahlung

In diesem Teil des Unfallfolgenmodells wird der Umfang der somatischen Frühschäden (Tod durch akutes Strahlensyndrom) und der somatischen Spätschäden (Tod durch Leukämie und Krebs) ermittelt. Die genetische Belastung wird in Form der genetisch signifikanten Dosis ausgedrückt.

3.4.1 Somatische Strahlenfrühschäden

Die Entstehung akut lebensbedrohender Krankheiten als Folge eines Reaktorunfalls resultiert nahezu ausschließlich aus der kurzfristig vom Knochenmark aufgenommenen Strahlendosis. Diese

führt bei Überschreiten einer Dosisschwelle zu einer temporären Störung der Blutbildung.

Die in der am. RSS /2/ verwendete Dosiswirkungsbeziehung B für akute Strahlenschäden (siehe Bild 4) beruht nicht auf der direkten Erfahrung an bestrahlten Menschen, sondern ist das Ergebnis von Extrapolationen. In dieser Studie wird neben der Kurve B eine flachere Dosiseffektkurve D zur Berechnung der akuten Unfallfolgen herangezogen, die berücksichtigt, daß es in der betroffenen Bevölkerung Gruppen mit einer erhöhten Strahlenempfindlichkeit gibt (siehe ebenfalls Bild 4). Dazu gehören in erster Linie Menschen mit

- Infektionen, insbesondere chronischen Infektionen, z.B. der Atemwege und der Harnwege,

- Erkrankungen, die mit Blutungsneigung einhergehen, wie manche Erkrankungen des Magens und des Darms (z.B. Magengeschwür usw.),

- Verletzungen, Verbrennungen, frischen Operationen und nach Behandlung mit manchen Medikamenten,

sowie schwangere Frauen.

Unter Berücksichtigung der jahreszeitlichen Schwankungen und der unterschiedlichen Schweregrade der sensibilisierenden Krankheiten wird angenommen, daß 10 % der Gesamtbevölkerung dadurch strahlenempfindlicher sind als der Rest der Bevölkerung. Für diese empfindliche Personengruppe wird die erhöhte Strahlenempfindlichkeit durch die Festlegung einer mittleren letalen Strahlendosis von 340 rad definiert, die der mittleren letalen Strahlendosis ganzkörperbestrahlter, kranker Menschen entspricht.

Der Einfluß sensibilisierender Erkrankungen einerseits und der modernen ärztlichen Versorgung andererseits läßt sich durch eine kumulative Normalverteilung der Sterblichkeit in Abhängigkeit von der Knochenmarkdosis mit einer LD-1[1]) von 250 rad, einer LD-50 von 510 rad und einer LD-99 von 770 rad berücksichtigen. Diese Dosiseffektbeziehung D wird bei einer Dosisschwelle von 100 rad abgeschnitten.

Neben der lebensbedrohenden akuten Strahlenkrankheit können weitere Beschwerden und Krankheiten auftreten, die sich ebenfalls auf eine verhältnismäßig kurze Zeitspanne nach der Strahlenexposition beschränken. Wenn die akute Strahlenkrankheit nicht tödlich verläuft, erholen sich die Patienten vollständig. Andere Folgeerkrankungen der akuten Strahlenbelastung sind - abgesehen vom Strahlenkrebs - mit einfachen Mitteln folgenlos zu behandeln, wie z.B. die strahleninduzierte Schilddrüsenunterfunktion.

---

[1]) *LD-1: Dosis, die zu einer Mortalität von 1 % führt (LD-50 entsprechend 50 %, LD-99 99 %)*

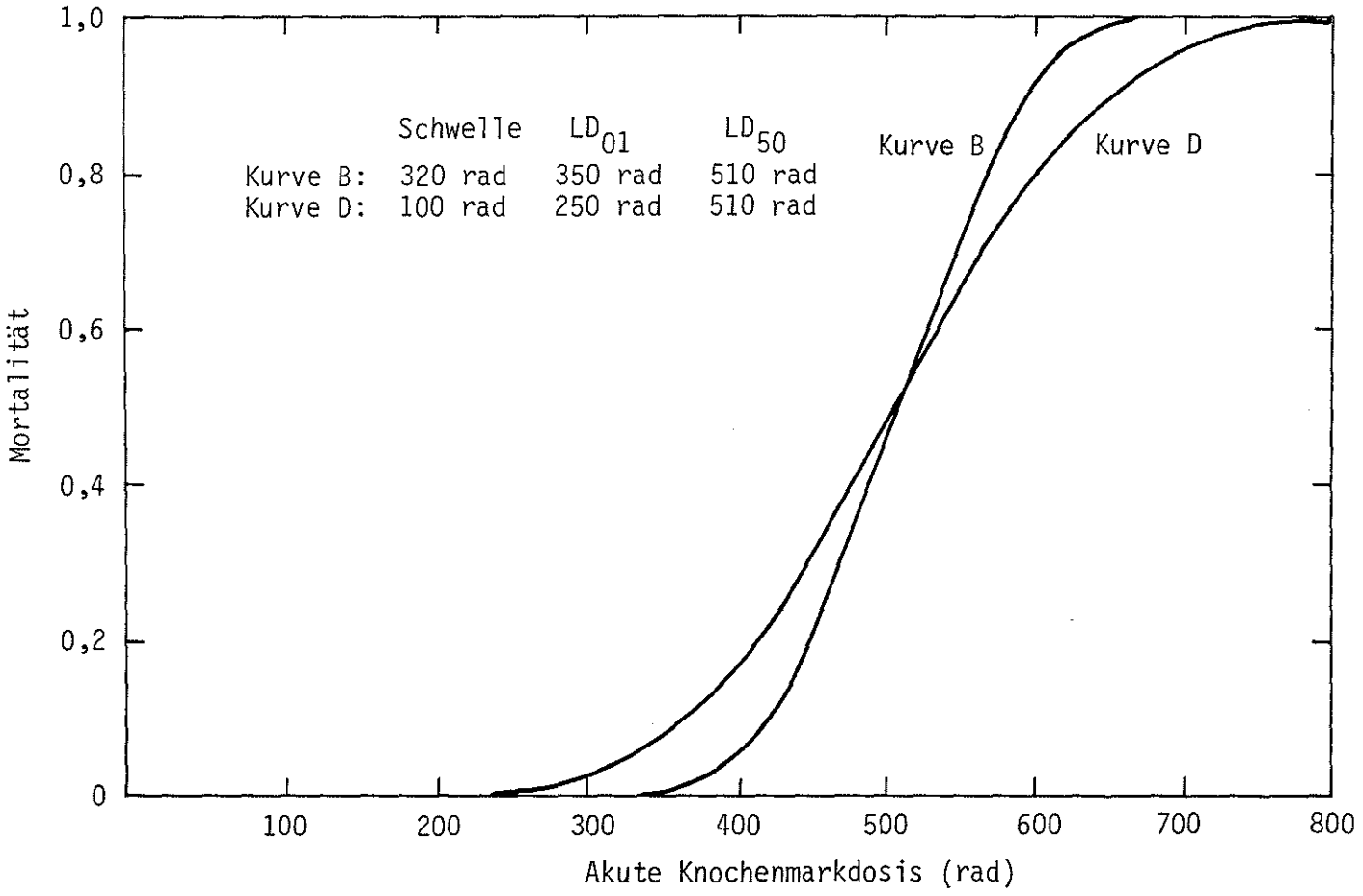


Bild 4: Sterblichkeit an den akuten Strahlenfolgen in Abhängigkeit von der akuten Knochenmarkdosis (Kurve B: am. RSS /2/; Kurve D: vorliegende Studie)

3.4.2 Somatische Strahlenspätschäden

Nicht maligne, d.h. nichtkanzeröse Strahlenspätschäden treten erst oberhalb einer Schwellendosis auf. Unter Berücksichtigung der bei Unfällen zu erwartenden Dosisverteilung und des Schweregrades dieser Effekte ist das Schadensausmaß dieser Art von Strahlenspätschäden gering im Vergleich zu dem Schaden durch die kanzerogene Strahlenwirkung. Bei der Analyse des Risikos somatischer Strahlenspätschäden infolge von Reaktorunfällen müssen daher in erster Linie die malignen Strahlenspätschäden, d.h. Krebs und Leukämie, in Betracht gezogen werden.

Eine detaillierte und umfassende Darstellung der derzeitigen Kenntnisse über das Strahlenkrebsrisiko beim Menschen gibt der Bericht des United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) von 1977 /13/.

Die vorliegenden Beobachtungen über die kanzerogene Wirkung ionisierender Strahlen beim Menschen beschränken sich - von wenigen Ausnahmen abgesehen - auf Personengruppen, die Dosen im Bereich oberhalb etwa 50 rem erhalten haben. Die aus dem beschriebenen Dosismodell für Reaktorunfälle resultierende Dosisverteilung für die Bevölkerung zeigt, daß für den Hauptanteil der betroffenen Bevölkerung Dosen unter 10 rem zu erwarten sind. Zur Abschätzung des möglichen Strahlenkrebsrisikos ist daher eine Extrapolation von den bei höheren Dosen beobachteten Risikowerten zu kleinen Dosen erforderlich.

In der am. RSS /2/ werden drei Extrapolationsansätze in Betracht gezogen:

- eine als "Upper Bound Estimate" bezeichnete rein proportionale Dosis-Risiko-Beziehung $R = a \cdot D$ (a = Risikokoeffizient),

- als "Central Estimate" eine aus linearen Teilabschnitten zusammengesetzte Dosis-Risiko-Beziehung mit reduzierten, von der Dosis und Dosisleistung abhängigen Risikoeffizienten,

- eine Dosis-Risiko-Beziehung mit einer Schwellendosis von 10 bzw. 25 rem als "Lower Bound Estimate".

Für die Berechnung der Unfallfolgen wird in der amerikanischen Studie die als "Central Estimate" bezeichnete Beziehung angewandt, deren Verlauf angenähert einer sogenannten linearquadratischen Dosis-Risiko-Beziehung $R = \alpha \cdot D + \beta \cdot D^2$ entspricht. Im Vergleich zur rein proportionalen Beziehung wurde für den linearen Term ein kleinerer Wert von $\alpha = a/5$ angesetzt; ferner wurde angenommen, daß der Koeffizient β des quadratischen Terms mit sinkender Dosisrate auf Null abnimmt.

Die Beobachtungen über die Dosisabhängigkeit des Strahlenkrebsrisikos bei den Atombombenüberlebenden sowie die Befunde aus tierexperimentellen und zytologischen Studien deuten darauf hin, daß für locker ionisierende Strahlung (Strahlung mit nied-

rigem LET) die Dosis-Risiko-Beziehung durch eine solche linear-quadratische Beziehung approximiert werden kann. Bei den aus Erhebungen am Menschen abgeleiteten Risikodaten nimmt mit sinkender Dosis der statistische Fehlerbereich des Risikowertes stark zu; eine rein proportionale Dosis-Risiko-Beziehung für die kanzerogene Wirksamkeit kann deshalb auch bei locker ionisierenden Strahlen nicht ausgeschlossen werden.

In Anlehnung an die Empfehlungen der International Commission on Radiological Protection /14/ wurde daher bei der vorliegenden Studie eine rein proportionale Dosis-Risiko-Beziehung $R = aD$ für locker ionisierende Strahlen (Röntgen- und γ-Strahlung) angesetzt. Diese Annahme entspricht somit der des "Upper Bound Estimate" der am. RSS /2/.

Die ICRP weist in ihren Empfehlungen darauf hin, daß die Anwendung einer rein proportionalen Dosis-Risiko-Beziehung bei lokker ionisierender Strahlung im Fall der Extrapolation von Beobachtungswerten bei relativ hohen Dosen und hoher Dosisleistung wahrscheinlich zu einer Überschätzung des tatsächlich zu erwartenden Risikos bei niedriger Dosisleistung oder bei niedrigen Dosen führt. Die bei der vorliegenden Studie angewandte proportionale Extrapolation des Strahlenkrebsrisikos zu kleinen Dosen kann daher als vorsichtige Annahme bezeichnet werden.

Bei der Festlegung der Risikokoeffizienten $a = R/D$ für die relevanten, strahleninduzierten Krebsarten wurde von den beobachteten Werten des Risiko-Dosis-Verhältnisses beim Menschen ausgegangen, wobei die wissenschaftlich belegten und gesicherten Ergebnisse herangezogen wurden. In Tabelle 3 sind in der ersten Spalte die aus dieser Analyse der verfügbaren Daten resultierenden Erwartungswerte bzw. der Erwartungsbereich des Risiko/Dosis-Verhältnisses für das zusätzliche, durch Strahlung induzierte Krebsrisiko (Mortalitätsrisiko) in den Körpergeweben angegeben. Die Werte stellen Mittelwerte über Alter und Geschlecht dar und berücksichtigen die Altersverteilung der deutschen Bevölkerung.

In der zweiten Spalte dieser Tabelle sind die von der ICRP für Zwecke des Strahlenschutzes empfohlenen Referenzwerte der Risikokoeffizienten eingetragen. Sie liegen annähernd in der Mitte des Erwartungsbereichs, der sich aus den vorliegenden Erfahrungen über das Strahlenkrebsrisiko beim Menschen ergibt. Zur Abschätzung des Mortalitätsrisikos durch maligne somatische Strahlenspätschäden wurden daher in dieser Studie die von der ICRP (1977) /14/ kürzlich empfohlenen Referenzwerte der Risikokoeffizienten für die einzelnen Körpergewebe herangezogen.

Bei der Analyse der Unfallfolgen wurde ebenfalls die relative Altersabhängigkeit des Strahlenkrebsrisikos für die einzelnen Krebsarten in Rechnung gestellt. Hierfür wurde ein Ansatz gemacht, der weitgehend demjenigen in der am. RSS /2/ entspricht. Insbesondere wurde auch das höhere Leukämierisiko bei Kindern und die hohe Strahlenempfindlichkeit des Fötus bei Bestrahlung im Uterus berücksichtigt; in letzterem Fall wurde ein gesamter Krebsrisikokoeffizient von $2{,}5 \cdot 10^{-4}$ rem^{-1} angesetzt.

Organ bzw. Gewebe	STRAHLENKREBSRISIKO / ÄQUIVALENTDOSIS [1]) (Zahl der Fälle pro 10^6 Personen pro rem)	
	Erwartungs-bereich [2])	Referenzwert ICRP 26 (1977)
Rotes Knochenmark (Leukämie)	15 - 40	20
Brust	15 - 40	25
Lunge	10 - 30	20
Knochenoberfläche (Knochenkrebs)	≤ 5	5
Schilddrüse	5 - 10	5
Verdauungsorgane, gesamt	20 - 50	50
Restkörper, insgesamt	10 - 30	
Gesamtes Krebsrisiko bei gleichförmiger Ganzkörperbestrahlung	80 - 200	125

[1]) mittlere Äquivalentdosis in dem jeweiligen Gewebe

[2]) Die Werte berücksichtigen die Altersverteilung der deutschen Bevölkerung.

Tab. 3: Erwartungswerte des Risiko/Äquivalentdosis-Verhältnisses für die zusätzliche Mortalität durch Krebs in Körpergeweben infolge Bestrahlung, gemittelt über Alter und beide Geschlechter

In bezug auf die zeitliche Verteilung der Krebsinzidenz besteht ein signifikanter Unterschied zwischen Leukämie und den soliden Krebsarten. Im Falle der strahleninduzierten Leukämie beträgt die mittlere Latenzzeit etwa 10 Jahre, während sie für die anderen Krebsarten im Bereich von 20 - 30 Jahren liegt. Die Verteilungsfunktion der Latenzzeit entspricht angenähert einer logarithmischen Normalverteilung. Zur Vereinfachung wurde, analog wie in der am.RSS /2/, diese Funktion durch eine Kastenfunktion approximiert, d.h. eine konstante Krebsinzidenzrate während der Manifestationsperiode angenommen.

Zur Bewertung des Strahlenkrebsrisikos in Verbindung mit Störfällen bei Kernkraftwerken kann die normale Krebshäufigkeit in der Bevölkerung herangezogen werden[1]). Bild 5 zeigt das zu er-

[1]) *Daten können unter anderem den statistischen Jahrbüchern der Bundesrepublik Deutschland entnommen werden, z.B. /15/.*

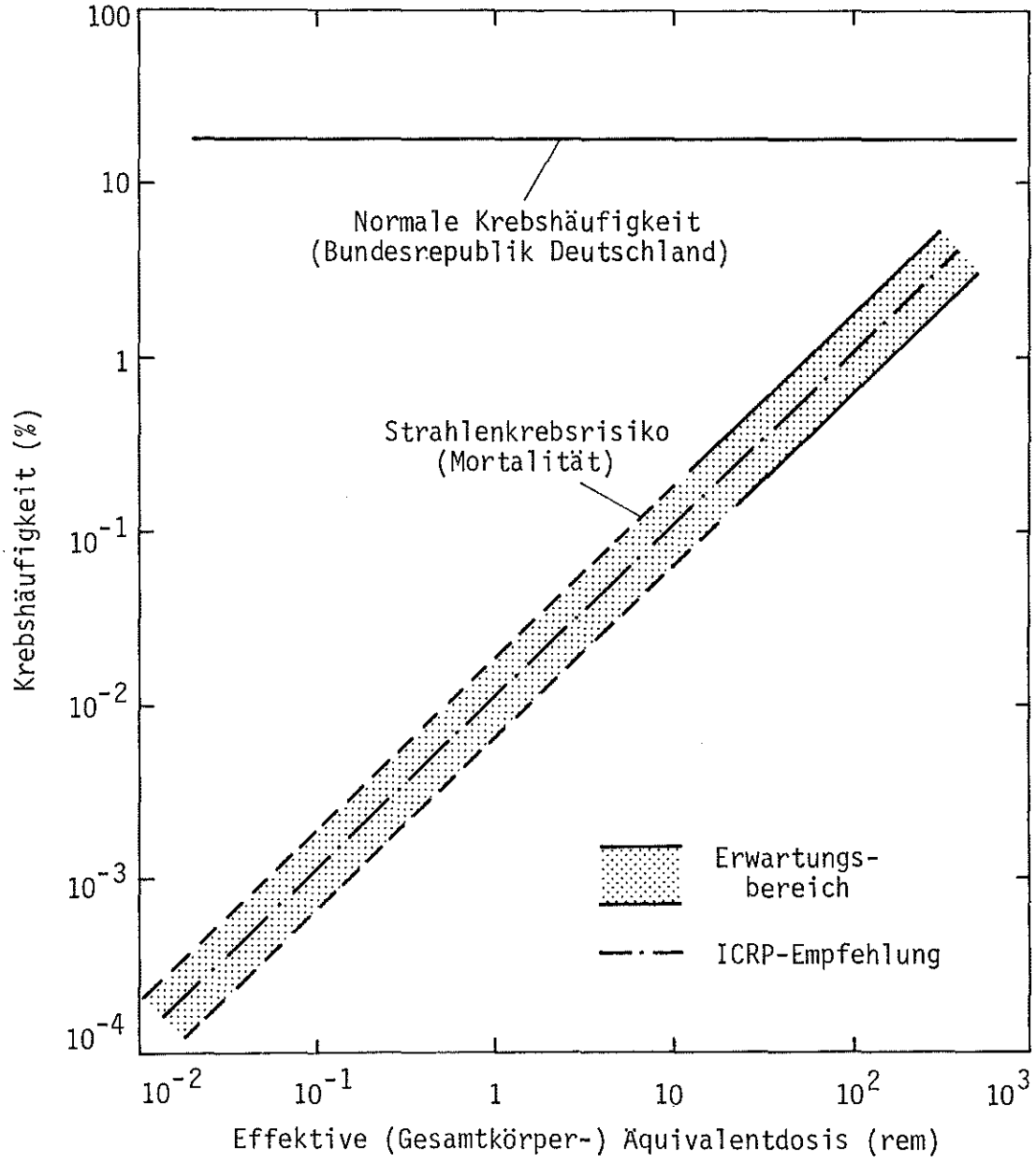


Bild 5: Erwartungswert des Strahlenkrebsrisikos der Bevölkerung in Abhängigkeit von der effektiven (Gesamtkörper-)Äquivalentdosis bei Annahme einer proportionalen Dosis-Risiko-Beziehung ohne Schwelle; zum Vergleich ist die derzeitige "normale" Krebshäufigkeit in der deutschen Bevölkerung eingetragen.

wartende zusätzliche Strahlenkrebsrisiko als Funktion der Ganzkörperdosis bzw. der effektiven Dosis bei Annahme einer proportionalen Dosis-Risiko-Beziehung. Daraus geht hervor, daß mit einer mittleren Lebenszeit-Dosis von 10 rem, was etwa der mittleren natürlichen Lebenszeit-Strahlenexposition der Bevölkerung entspricht, ein mittleres Strahlenkrebsrisiko von etwa 0,1 % (1 : 1000) verbunden ist. Zum Vergleich beträgt die beob-

achtete normale Krebshäufigkeit (Mortalität) in der deutschen Bevölkerung etwa 20 % (1 : 5). Eine zusätzliche effektive Dosis von 1 rem würde somit die zu erwartende Krebshäufigkeit von 20 % auf etwa 20,01 % erhöhen.

3.4.3 Genetische Strahlenschäden

Eine statistisch signifikante Erhöhung der genetischen Schäden ist bisher bei den Nachkommen bestrahlter Bevölkerungsgruppen nicht nachgewiesen worden. Das Ausmaß von genetischen Strahlenschäden kann aber auf Grund der Ergebnisse von Tierversuchen abgeschätzt werden. Ein Teil der strahleninduzierten Mutationen führt schon bei den Kindern und Enkeln der betroffenen Bevölkerung zu manifesten ererbten Schäden (im wesentlichen die dominanten Mutationen). Die rezessiven Mutationen prägen sich dagegen meist erst nach vielen Generationen, also nach ihrer Durchmischung im genetischen "pool" der Gesamtbevölkerung aus. Im Zusammenwirken mit "spontanen" Mutationen und solchen, die durch die natürliche und zivilisatorische Strahlenbelastung der vorausgegangenen Generationen, aber auch durch chemische Umweltschadstoffe entstanden sind, bestimmen sie die Zahl der erblich geschädigten Kinder.

Der Grad der erblichen Gesundheitsschädigung kann von geringen, oft nur mit Spezialmethoden erkennbaren Stoffwechsel- und Formabweichungen bis zu schweren, mit lebenslangem Siechtum verbundenen Krankheiten reichen. Diese Vielfalt möglicher genetischer Folgen entzieht sich einer einfachen Klassifikation der Auswirkungen auf das Schicksal der Betroffenen. Selbst wenn man sich auf Erbkrankheiten mit klinischer Relevanz beschränkt, können diese nicht mit den möglichen somatischen Schadensfolgen auf einer gemeinsamen Basis verglichen werden. Aus diesem Grunde wurde auf die zahlenmäßige Bestimmung der erblich geschädigten Kinder in den verschiedenen Folgegenerationen verzichtet, um eventuellen Fehlinterpretationen vorzubeugen.

Es wird deshalb nur die für das Ausmaß aller Erbschäden bestimmende kollektive, genetisch signifikante Strahlendosis errechnet und dargestellt. Diese kann dann in sinnvoller Weise mit den kollektiven, genetisch signifikanten Strahlendosen aus anderen Strahlenquellen, z.B. der natürlichen Strahlung, in Beziehung gesetzt werden. Dieses Vorgehen ermöglicht bereits den Vergleich der genetischen Auswirkungen der untersuchten Reaktorunfälle mit anderen, genetisch relevanten Strahlenexpositionen der Bevölkerung auf einer gemeinsamen Basis.

Mit den in der wissenschaftlichen Literatur angegebenen genetischen Risikokoeffizienten kann man aus den kollektiven genetisch signifikanten Strahlendosen größenordnungsmäßig die Zahl der als Folge der Strahlenbelastung mit klinisch bedeutsamen Erbschäden geborenen Kinder in den folgenden zwei Generationen abschätzen. Von der ICRP wurde angegeben, daß das Risiko für die ersten zwei Generationen zusammengenommen unter 10^{-4} pro man-rem liegen dürfte /14/. Zur Abschätzung des individuellen

genetischen Risikos für das Auftreten klinisch bedeutsamer Erbschäden bei den Kindern der bestrahlten Personen kann ein Risikokoeffizient von $4 \cdot 10^{-5}$ pro rem Gonadendosis angesetzt werden.

3.4.4 Berechnung der Unfallfolgen

Unter Zugrundelegung der zu erwartenden Dosen (Berücksichtigung der Schutz- und Gegenmaßnahmen) werden zunächst die resultierenden mittleren individuellen Schadens-Eintrittswahrscheinlichkeiten S berechnet. Dies sind die mittleren Wahrscheinlichkeiten, mit denen eine Person am jeweiligen Ort auf Grund der zu erwartenden Dosen zu Tode kommt.

Bei der Berechnung der Eintrittswahrscheinlichkeit von somatischen Strahlenfrühschäden wird von der Kurzzeitdosis des Knochenmarks ausgegangen.

Bei der Berechnung der Eintrittswahrscheinlichkeit von somatischen Strahlenspätschäden wird von den Langzeitdosen für folgende Organe ausgegangen:

- Knochenmark,
- Knochenoberfläche,
- Lunge,
- Schilddrüse,
- Brust,
- Ganzkörper (repräsentatives "Organ" für den Restkörper).

Auf die genetische Belastung wurde bereits eingegangen.

Durch Integration der mit der Anzahl der betroffenen Personen multiplizierten ortsabhängigen mittlere Schadens-Eintrittswahrscheinlichkeiten über das betroffene Gebiet erhält man schließlich die zu erwartenden Kollektiv-Frühschäden und die Kollektiv-Spätschäden KS, d.h. die Anzahl der jeweils zu erwartenden Schadensfälle. Bei dieser Integration wird bis zu einer Entfernung von 80 km die standortspezifische Bevölkerung zugrunde gelegt. Von 80 bis 540 km wird eine gleichförmige Bevölkerungsdichte von 250 Einwohnern/km^2 angenommen (repräsentativ für Mitteleuropa). Dem Bereich jenseits von 540 km, in dem die Restaktivität niedergeschlagen wird, wird eine mittlere Bevölkerungsdichte von 25 Einwohnern/km^2 zugeordnet (repräsentativ für einen Kreisring von 2 500 km Außendurchmesser um Mitteleuropa, der ganz Europa einschließlich der Wasserflächen umfaßt).

4. Ergebnisse

4.1 Einleitung

Ausgehend von den

8 Freisetzungskategorien,

wurden mit Hilfe des Unfallfolgenmodells Ausbreitungsrechnungen durchgeführt, wobei

115 mehrstündige Wetterabläufe

zugrunde gelegt wurden. Von diesen Wetterabläufen wurde angenommen, daß sie in jeder der vorgesehenen

36 Windrichtungen (10^{o} Abstand)

mit gleicher Wahrscheinlichkeit auftreten. Diese Ausbreitungsrechnungen wurden für die vorgegebenen

19 Standorte

mit den zugehörigen Bevölkerungsverteilungen durchgeführt. Dabei wurde unterstellt, daß an diesen Standorten insgesamt

25 Reaktorblöcke

betrieben werden. Auf der Grundlage dieser Gegebenheiten liegen insgesamt

$$8 \cdot (115 \cdot 36) \cdot 19 = 629\ 280$$

"Freisetzungskategorie-Wetterablauf-Windrichtung-Standort"-Kombinationen vor. Für diese wurden die erforderlichen Unfallfolgenrechnungen durchgeführt. Um bei der Auswertung die angenommenen 25 Reaktorblöcke zu berücksichtigen, wurden die Ergebnisse für Standorte mit mehreren Anlagen in der Rechnung entsprechend vielfach gezählt, so daß insgesamt die Ergebnisse von

$$8 \cdot (115 \cdot 36) \cdot 25 = 828\ 000$$

"Freisetzungskategorie-Wetterablauf-Windrichtung-Reaktorblock"-Kombinationen vorlagen.

Die Ergebnisse dieser Unfallfolgenrechnungen müssen im Zusammenhang mit den zugehörigen Eintrittshäufigkeiten gesehen werden. Die zu erwartenden Eintrittshäufigkeiten für die Freisetzungskategorien wurden mit Hilfe der Störfallablaufanalyse bestimmt und sind in Tabelle 1 angegeben. Sie werden als Mittelwerte über mehrere Anlagen des analysierten Typs interpretiert. Die Wahrscheinlichkeit einer Wetterablauf-Windrichtungs-Kombination beträgt auf Grund obiger Zahlenwerte

$$\frac{1}{115} \cdot \frac{1}{36} = 2{,}4 \cdot 10^{-4}$$

Das Produkt aus beiden

FK1:	$2 \cdot 10^{-6} a^{-1}$		$4,8 \cdot 10^{-10} a^{-1}$
FK2:	$6 \cdot 10^{-7} a^{-1}$		$1,4 \cdot 10^{-10} a^{-1}$
FK3:	$6 \cdot 10^{-7} a^{-1}$		$1,4 \cdot 10^{-10} a^{-1}$
FK4:	$3 \cdot 10^{-6} a^{-1}$	$\times 2,4 \cdot 10^{-4} =$	$7,2 \cdot 10^{-10} a^{-1}$
FK5:	$2 \cdot 10^{-5} a^{-1}$		$4,8 \cdot 10^{-9} a^{-1}$
FK6:	$7 \cdot 10^{-5} a^{-1}$		$1,7 \cdot 10^{-8} a^{-1}$
FK7:	$1 \cdot 10^{-4} a^{-1}$		$2,4 \cdot 10^{-8} a^{-1}$
FK8:	$1 \cdot 10^{-3} a^{-1}$		$2,4 \cdot 10^{-7} a^{-1}$

stellt dann die zu erwartende Eintrittshäufigkeit eines Einzelereignisses pro Reaktorblock dar.

4.2 Komplementäre Häufigkeitsverteilung

Wie in der am. RSS /2/ werden die Eintrittshäufigkeiten in Abhängigkeit von der Größe der berechneten Kollektivschäden (bzw. Kollektivdosen) dargestellt, und zwar in Form komplementärer Häufigkeitsverteilungsfunktionen.

Die komplementäre Häufigkeitsverteilungsfunktion ϕ[1]) gibt für jeden Kollektivschaden KS (bzw. für jede Kollektivdosis KD) die zu erwartende Häufigkeit an, mit der dieser Schaden KS (bzw. diese Dosis KD) oder ein größerer eintritt. Sie wird gebildet durch Aufsummierung der zu erwartenden Eintrittshäufigkeiten jener Kollektivschäden (bzw. Kollektivdosen), die größer oder gleich sind einem vorgegebenen Kollektivschaden (bzw. Kollektivdosis).

In den Unfallfolgerechnungen werden die Kollektivschäden (bzw. Kollektivdosen) für folgende Schäden und Belastungen ermittelt:

- Frühschäden (Todesfälle durch akutes Strahlensyndrom),
- Spätschäden (Todesfälle durch Leukämie und Krebs),
- genetische Belastung (genetisch signifikante Kollektivdosis).

Außerdem werden die von den Gegenmaßnahmen "Evakuierung" (Gebiet A), "Schnelle Umsiedlung" (Gebiete B_1 und B_2) und "Umsiedlung" (Gebiet C) betroffenen Flächen und Personen ermittelt, auf die jedoch im Rahmen dieser Kurzfassung nicht eingegangen werden soll.

---

[1]) *Die komplementäre Häufigkeitsverteilungsfunktion wird im folgenden abkürzend Häufigkeitsverteilung bezeichnet.*

4.2.1 Frühschäden (Todesfälle durch akutes Strahlensyndrom)

Frühschäden (FS) können nach der zugrunde gelegten Dosis-Wirkungs-Beziehung (Kurve D aus Bild 4) erst oberhalb einer Schwellendosis von 100 rad auftreten. Ihr Auftreten ist deshalb auf den Nahbereich um einen Standort beschränkt.

Die komplementären Häufigkeitsverteilungen der Kollektivschäden für 25 Anlagen ϕ^{25} (KS_{FS}) sind, nach Freisetzungskategorien[1]) aufgeschlüsselt, in Bild 6 dargestellt. Außerdem sind die charakteristischen Größen dieser Verteilungsfunktionen in Tabelle 4 nochmals zusammengestellt.

Aus diesen Darstellungen geht hervor, daß nur bei den Freisetzungskategorien FK1, FK2, FK3 und FK4 Frühschäden auftreten und auch da nur bei wenigen Umweltgegebenheiten. Wie außerdem ersichtlich, beträgt die Häufigkeit, mit der überhaupt ein Schaden eintritt, $1{,}2 \cdot 10^{-5} a^{-1}$. Der Vergleich mit der Eintrittshäufigkeit für einen Kernschmelzunfall (Summe der Eintrittshäufigkeiten zu den Freisetzungskategorien FK1 - FK6) von $25 \cdot 1 \cdot 10^{-4} = 2{,}5 \cdot 10^{-3}$ pro Jahr zeigt, daß in weit weniger als 1 % der Kernschmelzunfälle Frühschäden (akute Todesfälle) auftreten. Zur Interpretation der Abbildung 6 sollen einige Zahlenbeispiele exemplarisch wiedergegeben werden. Aus dieser Abbildung lassen sich folgende Werte für die Eintrittshäufigkeit von Kollektivschäden größer oder gleich KS_{FS} ablesen.

Eintrittshäufigkeit pro Jahr·	für Kollektivschaden $\geq KS_{FS}$	
	bei Berücksichtigung der FK1 ("Dampfexplosion") KS_{FS}	ohne Berücksichtigung der FK1 ("Dampfexplosion") KS_{FS}
1/ 100 000	2	< 1
1/ 1 000 000	200	120
1/ 10 000 000	1 400	870
1/ 100 000 000	4 400	2 500
1/1 000 000 000	11 000	4 300

[1]) *Die Freisetzungskategorie FK1 repräsentiert Kernschmelzunfälle, die unter der Annahme einer Dampfexplosion frühzeitig zu einer erheblichen Freisetzung von Spaltprodukten führen. Solche Unfallabläufe sind jedoch äußerst unwahrscheinlich. Da derartige Unfallabläufe auf dem gegenwärtigen Stand der Untersuchungen noch nicht mit absoluter Sicherheit ausgeschlossen werden können, wird ein Teil der Ergebnisse der Unfallfolgenrechnungen mit und ohne Berücksichtigung der Freisetzungskategorie FK1 ausgewiesen.*

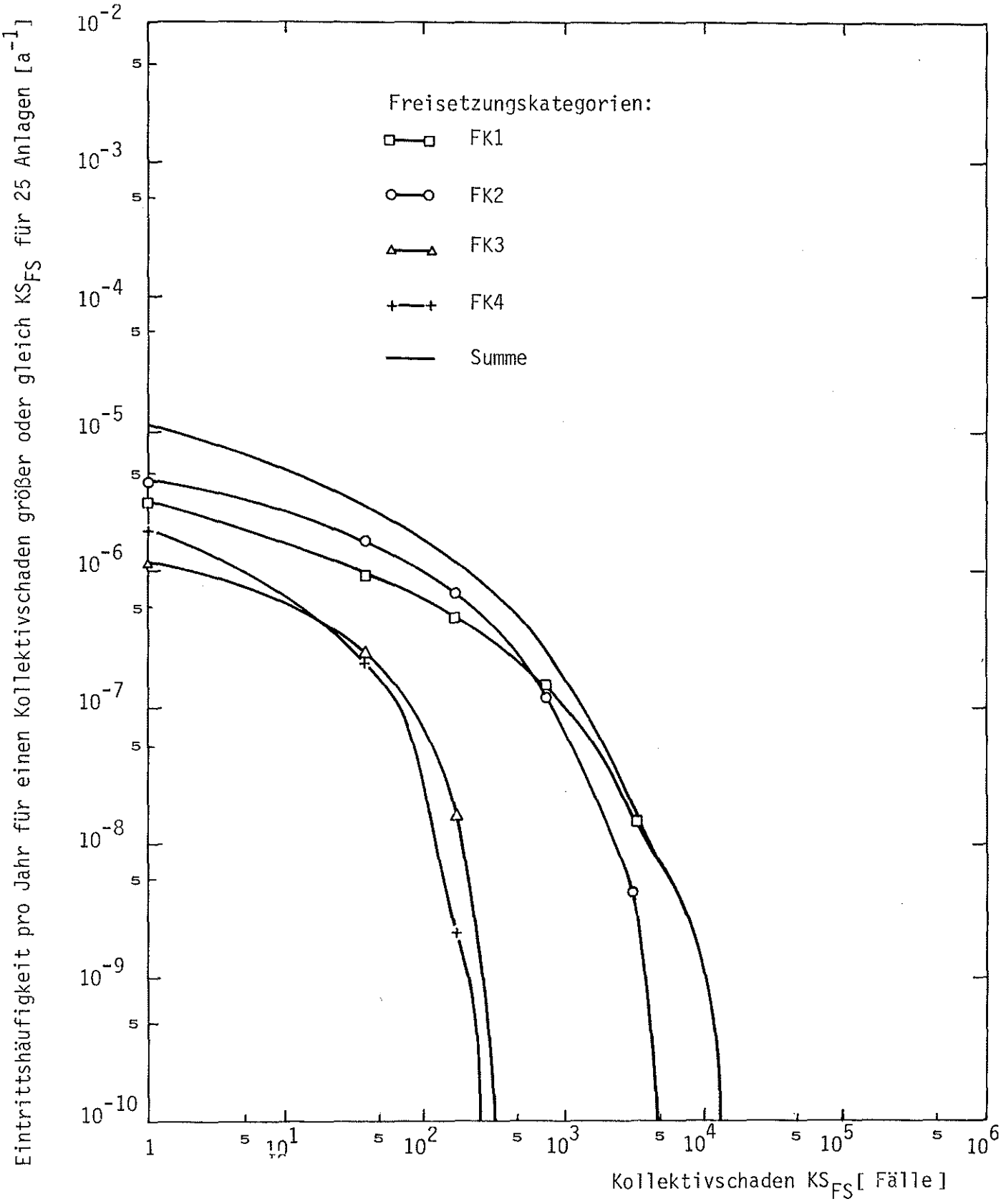


Bild 6: Komplementäre Häufigkeitsverteilungen der Frühschäden KS_{FS}, aufgeschlüsselt nach den Freisetzungskategorien

Freisetzungskategorie	Deutsche Dosis-Wirkungs-Beziehung (Kurve D)				Amerikanische Dosis-Wirkungs-Beziehung (Kurve B)			
	Wahrscheinlichkeit eines KS > 0	kleinster Kollektivschaden KS_{min}(a)[2]	größter Kollektivschaden[1] KS_{max}	mittlerer Kollektivschaden $\overline{KS}$ (b|c)[3]	Wahrscheinlichkeit eines KS > 0	kleinster Kollektivschaden KS_{min}(a)[2]	größter Kollektivschaden[1] KS_{max}	mittlerer Kollektivschaden $\overline{KS}$ (b|c)[3]
FK1	7,1 %	0 (92,9 %)	14 500	9,4 (96,5 % | 3,5 %)	5,2 %	0 (95,8 %)	12 200	8,2 (97,0 % | 3,0 %)
FK2	33,1 %	0 (66,9 %)	5 100	32 (97,9 % | 2,1 %)	27,6 %	0 (72,4 %)	4 900	29 (98,0 % | 2,0 %)
FK3	8,2 %	0 (91,8 %)	320	2,1 (92,8 % | 7,2 %)	6,8 %	0 (93,2 %)	330	1,7 (93,3 % | 6,7 %)
FK4	2,8 %	0 (97,2 %)	260	0,4 (97,2 % | 2,8 %)	2,3 %	0 (97,7 %)	270	0,3 (97,7 % | 2,3 %)
FK5	0 %				0 %			
FK6	0 %				0 %			
FK7	0 %				0 %			
FK8	0 %				0 %			

[1]) Der größte Kollektivschaden KS_{max} resultiert aus jeweils einem von 115 · 36 · 19 = 78 660 betrachteten Unfallabläufen.

[2]) a % der Ergebnisse führen zum kleinsten Kollektivschaden KS_{min}.

[3]) Bei b % der Fälle ist der Kollektivschaden kleiner als $\overline{KS}$, bei c % größer als $\overline{KS}$.

Alle in dieser Tabelle angegebenen Wahrscheinlichkeiten sind bedingte Wahrscheinlichkeiten, d.h., es wurde eine Freisetzung vorausgesetzt.

Tab. 4: Charakteristische Größen der komplementären Häufigkeitsverteilungen der Frühschäden (Kollektivschäden KS_{FS}) für 25 Anlagen

In Bild 6 sind alle ermittelten Ergebnisse bis zum maximalen errechneten Kollektivschaden eingezeichnet. Dieser ergibt sich aus einer Gesamtheit von 629 280 simulierten Unfallabläufen. Dabei tritt der Maximalschaden bei einem Unfallablauf auf, der durch die ungünstigsten Bedingungen für Freisetzung, Wetterbedingungen und Bevölkerungsverteilung gekennzeichnet ist. Er beträgt bei Berücksichtigung der Freisetzungskategorie FK1 (Dampfexplosion) ca. 14 500 Todesfälle. Der Maximalschaden wird hier von der Freisetzungskategorie FK1 selbst bestimmt, seine rechnerische Eintrittshäufigkeit beträgt $4{,}8 \cdot 10^{-10} a^{-1}$. Ohne Berücksichtigung der Freisetzungskategorie FK1 wird der maximale Kollektivschaden von der Freisetzungskategorie FK2 bestimmt, der Maximalschaden beträgt dabei ca. 5 100 Todesfälle bei einer rechnerischen Eintrittshäufigkeit von $1{,}4 \cdot 10^{-10} a^{-1}$.

Große Frühschäden treten dann auf, wenn sich große Freisetzungen an Standorten mit relativ hoher Besiedlungsdichte ereignen, der Wind in den Sektor der höchsten Bevölkerungsdichte weht und es im Nahbereich regnet, so daß es dort zu hohen Konzentrationswerten am Boden kommt.

4.2.2 Somatische Spätschäden (Todesfälle durch Leukämie und Krebs)

Somatische Spätschäden (SS) können bei der zugrunde gelegten, durchgehend linearen, dosisleistungsunabhängigen Dosis-Risiko-Beziehung ohne Schwellenwert bei allen Dosiswerten verursacht werden. Sie werden darum überall dort ermittelt, wo es durch den Aktivitätstransport zu einer Strahlenexposition der Bevölkerung kommt; ihr Auftreten ist deshalb weitreichender und nicht, wie bei den Frühschäden, auf den Nahbereich um einen Standort beschränkt. Als Konsequenz des Modells wird der Schadensumfang vorwiegend durch die große Anzahl von Personen, die eine kleine Dosis erhält, bestimmt.

Die komplementären Häufigkeitsverteilungen der Kollektivschäden für 25 Anlagen ϕ^{25} (KS_{SS}) sind, nach Unfallkategorien aufgeschlüsselt, in Bild 7 dargestellt. Die charakteristischen Größen dieser Verteilungen enthält Tabelle 5. Wie aus diesen Darstellungen hervorgeht, treten bei allen Unfallkategorien mit Ausnahme der Kategorie FK8 somatische Spätschäden auf. Bei FK8 war der höchste, rechnerisch ermittelte Kollektivschaden kleiner als eins.

Zur Interpretation dieser Abbildung sollen einige Zahlenwerte exemplarisch wiedergegeben werden. Es lassen sich folgende Werte für die Eintrittshäufigkeit von Kollektivschäden größer oder gleich KS_{SS} ablesen:

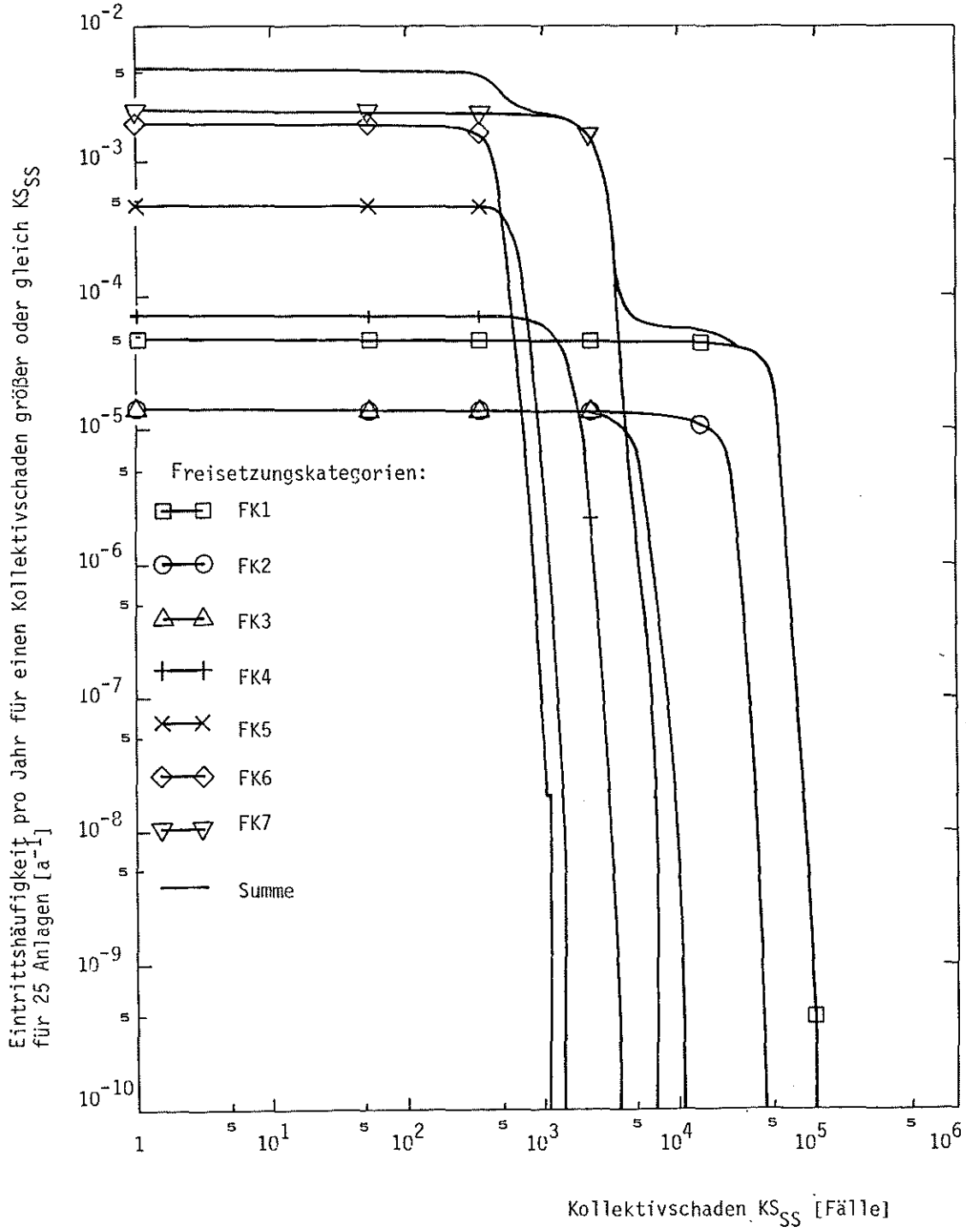


Bild 7: Komplementäre Häufigkeitsverteilungen der somatischen Spätschäden, aufgeschlüsselt nach den Freisetzungskategorien

Freisetzungs-kategorie	kleinster Kollektivschaden[1]) KS_{min}	größter Kollektivschaden[1]) KS_{max}	mittlerer Kollektivschaden $\overline{KS}$ (b|c)[2])
FK1	3 200	104 000	49 000 (27,7 % | 72,3 %)
FK2	1 000	44 000	22 000 (43,5 % | 56,5 %)
FK3	160	11 300	5 000 (50,4 % | 49,6 %)
FK4	30	3 700	1 600 (51,6 % | 48,4 %)
FK5	160	1 500	660 (55,6 % | 44,4 %)
FK6	80	1 200	420 (47,2 % | 52,8 %)
FK7	130	7 000	2 400 (42,8 % | 57,2 %)
FK8	0	< 1	0,02

[1]) Der kleinste und der größte Kollektivschaden (KS_{min} und KS_{max}) resultieren aus jeweils einem von $115 \cdot 36 \cdot 19 = 78\,660$ betrachteten Unfallabläufen.

[2]) Bei b % der Fälle ist der Kollektivschaden kleiner als $\overline{KS}$, bei c % größer als $\overline{KS}$.

Tab. 5: Charakteristische Größen der komplementären Häufigkeitsverteilungen der somatischen Spätschäden (Kollektivschaden KS_{SS}) für 25 Anlagen

Eintrittshäufigkeit pro Jahr	für Kollektivschaden ≥ KS_{FS}	
	bei Berücksichtigung der FK1 ("Dampfexplosion") KS_{SS}	ohne Berücksichtigung der FK1 ("Dampfexplosion") KS_{SS}
1/ 190	1	1
1/ 1 000	2 700	2 700
1/ 10 000	3 900	3 900
1/ 100 000	54 000	20 000
1/ 1 000 000	65 000	31 000
1/ 10 000 000	72 000	36 000
1/ 100 000 000	83 000	41 000
1/1 000 000 000	94 000	44 000

In den Abbildungen sind alle Rechenergebnisse bis zum maximalen Kollektivschaden eingezeichnet. Dieser beträgt bei Berücksichtigung der Freisetzungskategorie FK1 ("Dampfexplosion") ca. 104 000 Todesfälle und ohne Berücksichtigung der Freisetzungskategorie FK1 ca. 44 000 Todesfälle. Zwar stimmen die rechnerischen Eintrittshäufigkeiten der maximalen Kollektivschäden mit denen der maximalen Frühschäden überein, jedoch ist zu bemerken, daß für die somatischen Spätschäden hohe Schadensausmaße bereits auch mit wesentlich höheren Eintrittshäufigkeiten ausgewiesen werden.

Große Spätschäden werden dann ermittelt, wenn sich bei großen Freisetzungen auf Grund entsprechender Wetterbedingungen in relativ großen Gebieten Konzentrationswerte einstellen, die so niedrig sind, daß Schutz- und Gegenmaßnahmen bei den zugrunde gelegten Kriterien nicht ausgelöst werden.

Bei der Gegenüberstellung der beiden Schadensarten ist zu beachten, daß Frühschäden und somatische Spätschäden gleicher Häufigkeit nicht addiert werden dürfen, da jene Kollektivschäden, die bei den Verteilungen zur gleichen Häufigkeit beitragen, im allgemeinen zu verschiedenen Unfallabläufen gehören. Dies gilt im besonderen für große Kollektivschäden. In jenen Fällen, in denen die Anzahl der Frühschäden große Werte annimmt, ist die Anzahl der Spätschäden verhältnismäßig klein und umgekehrt.

Vergleich mit Todesfällen durch Leukämie und Krebs auf Grund natürlicher und zivilisatorischer Ursachen

Leukämie und Krebs treten auch ohne Strahleneinwirkung auf, so daß ein Vergleich mit der normalen Häufigkeit von Todesfällen durch Leukämie und Krebs auf Grund natürlicher und ziviliatorischer Ursachen möglich ist.

Wie eingangs festgestellt, wird der Umfang der Spätschäden bei den in der Studie untersuchten Kernkraftwerksunfällen vorwiegend durch kleine Dosen bestimmt, die eine größere Bevölkerungsgruppe erhält. Insofern kann auch ein Vergleich mit den Todesfällen durch Leukämie und Krebs gezogen werden, die auf Grund der natürlichen Strahlenexposition unter Anwendung der gleichen Dosis-Risiko-Beziehung ermittelt werden.

Auf Grund des weitreichenden Aktivitätstransports tritt im Durchschnitt etwa die Hälfte der in der Studie berechneten Spätschäden außerhalb der Grenzen der Bundesrepublik Deutschland auf. Aus diesem Grunde ist es sinnvoll, diesen Vergleichen die Bevölkerung Europas zugrunde zu legen.

Der Anteil von Leukämie und Krebs an allen natürlichen und zivilisatorisch bedingten Todesursachen beträgt etwa 20 % /15/. Für die den Unfallüberlegungen zugrunde liegende derzeitige Bevölkerung Europas (670 Millionen Einwohner) ergibt sich folglich die Zahl von

$$6{,}7 \cdot 10^8 \cdot 0{,}2 = 1{,}34 \cdot 10^8$$

Todesfällen auf Grund dieser Ursache. Bei einer mittleren Lebenserwartung von 71 Jahren /15/ resultieren daraus

$$6{,}7 \cdot 10^8 \cdot 0{,}2 \cdot \frac{1}{71} = 1{,}89 \cdot 10^6$$

Todesfälle pro Jahr mit Leukämie oder Krebs als Ursache. Die Zahl der Todesfälle mit Leukämie und Krebs als Ursache, bedingt durch die natürliche Strahlenexposition von 0,1 rem/a während der mittleren Lebensdauer von 71 Jahren, errechnet sich bei 670 Millionen Einwohnern zu

$$6{,}7 \cdot 10^8 \cdot 0{,}1 \ \frac{\text{rem}}{\text{a}} \cdot 1{,}25 \cdot 10^{-4} \ \text{rem}^{-1} \cdot 71\text{a} = 595\,000 \text{ Todesfällen}$$

mit $1{,}25 \cdot 10^{-4}$ rem^{-1} = Risikokoeffizient bei Ganzkörperbelastung. Die natürliche Strahlenexposition eines Kalenderjahres verursacht demnach rein rechnerisch

$$6{,}7 \cdot 10^8 \cdot 0{,}1 \ \frac{\text{rem}}{\text{a}} \ 1{,}25 \cdot 10^{-4} \ \text{rem}^{-1} = 8\,400 \text{ Todesfälle pro Jahr}$$

mit Leukämie oder Krebs als Ursache. Dabei wurde die in der Studie angewandte Dosis-Risiko-Beziehung für somatische Spätschäden zugrunde gelegt.

Die in Bild 7 sowie in der Tabelle 5 angegebenen Zahlenwerte für Kollektivschäden und Eintrittshäufigkeiten im Zusammenhang mit Störfällen in Kernkraftwerken sind also zu sehen im Lichte der

1,89 Mio. Todesfälle pro Jahr

durch Leukämie oder Krebs auf Grund natürlicher oder zivilisatorischer Ursachen und den

8 400 Todesfällen pro Jahr

durch Leukämie oder Krebs auf Grund der natürlichen Strahlenexposition, errechnet mit der Dosis-Risiko-Beziehung der Studie[1]).

Ein Vergleich des Risikos für Tod durch Leukämie oder Krebs auf Grund natürlicher und zivilisatorischer Ursachen mit dem Risiko für Tod durch Kernkraftwerksunfälle bei 25 Anlagen wird weiter unten gezogen.

Einschränkend sei bemerkt, daß diesem Vergleich 25 Kernkraftwerke mit Standorten in der Bundesrepublik Deutschland zugrunde gelegt wurden. Vervollständigt werden kann das Bild erst dann, wenn entsprechende Untersuchungen auch für die in den übrigen Ländern Europas betriebenen Kernkraftwerke vorliegen.

4.2.3 Genetische Belastung (Genetisch signifikante Kollektivdosis)

Auf die Darstellung der nach Freisetzungskategorien aufgeschlüsselten komplementären Häufigkeitsverteilungen wurde hier verzichtet (siehe Fachband), da diese ein den somatischen Spätschäden (Bild 7) analoges Bild liefern. Die charakteristischen Größen dieser Einzelverteilungen sind in Tabelle 6 aufgelistet.

Wie bei den somatischen Spätschäden werden immer dann große genetisch signifikante Kollektivdosen errechnet, wenn sich bei großen Freisetzungen auf Grund entsprechender Wetterbedingungen in relativ großen Gebieten Konzentrationswerte einstellen, die so niedrig sind, daß Schutz- und Gegenmaßnahmen bei den zugrunde gelegten Kriterien nicht ausgelöst werden.

Vergleich mit der natürlichen genetisch signifikanten Kollektivdosis

Mit der gleichen, in Abschnitt 4.2.2 "Somatische Spätschäden" gegebenen Begründung - die Kollektivdosis wird im wesentlichen durch kleine Dosen bestimmt, die eine größere Bevölkerung erhält - kann auch hier ein Vergleich mit den auf Grund der natürlichen Strahlenexposition genetisch signifikanten Kollektivdosen gezogen werden.

Die natürliche genetisch signifikante Kollektivdosis der derzeit in Europa lebenden Bevölkerung beträgt auf Grund der mittleren natürlichen Strahlenexposition von 0,1 rem/a

$$6{,}7 \cdot 10^8 \cdot 0{,}1 \ \frac{\text{rem}}{\text{a}} = 6{,}7 \cdot 10^7 \ \text{man-rem pro Jahr.}$$

---

[1]) *Betrachtet man nur die Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland, so sind die oben angegebenen Zahlen für Todesfälle durch Leukämie oder Krebs auf Grund natürlicher oder zivilisatorischer Ursachen bzw. auf Grund der natürlichen Strahlenexposition durch 11 zu teilen.*

Freisetzungs-kategorie	kleinste Kollektivdosis[1] KD_{min} [man·rem]	größte Kollektivdosis[1] KD_{max} [man·rem]	mittlere Kollektivdosis $\overline{KD}$ (b|c)[2] [man·rem]
FK1	$20{,}0 \cdot 10^6$	$420 \cdot 10^6$	$260 \cdot 10^6$ (35,1 % | 64,9 %)
FK2	$6{,}3 \cdot 10^6$	$280 \cdot 10^6$	$140 \cdot 10^6$ (44,1 % | 55,9 %)
FK3	$0{,}6 \cdot 10^6$	$78 \cdot 10^6$	$32 \cdot 10^6$ (49,2 % | 50,8 %)
FK4	$0{,}2 \cdot 10^6$	$23 \cdot 10^6$	$8{,}2 \cdot 10^6$ (55,5 % | 44,5 %)
FK5	$0{,}3 \cdot 10^6$	$10 \cdot 10^6$	$2{,}8 \cdot 10^6$ (56,8 % | 43,2 %)
FK6	$0{,}2 \cdot 10^6$	$7 \cdot 10^6$	$1{,}3 \cdot 10^6$ (61,5 % | 38,5 %)
FK7	$1{,}0 \cdot 10^6$	$54 \cdot 10^6$	$18 \cdot 10^6$ (50,5 % | 49,5 %)
FK8	$< 1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$0{,}14 \cdot 10^3$

[1]) Die kleinste und die größte Kollektivdosis (KD_{min} und KD_{max}) resultieren aus jeweils einem von 115 · 36 · 19 = 78 660 Unfallabläufen.
[2]) Bei b % der Fälle ist die Kollektivdosis kleiner als $\overline{KD}$, bei c % größer als $\overline{KD}$.

Tab. 6: Charakteristische Größen der komplementären Häufigkeitsverteilungen der genetisch signifikanten Kollektivdosen unter Berücksichtigung von 25 Anlagen

Die in Tabelle 6 angegebenen Rechenergebnisse für die genetisch signifikante Kollektivdosis und ihre Eintrittshäufigkeit sind also im Lichte dieses Zahlenwertes zu sehen.

Ein Vergleich der Erwartungswerte mit dem Erwartungswert für die genetisch signifikante Kollektivdosis durch Kernkraftwerksunfälle bei 25 Anlagen wird weiter unten gezogen.

Die gleiche Einschränkung wie im Abschnitt 4.2.2 "Somatische Spätschäden", die bezüglich der in europäischen Nachbarländern befindlichen Kernkraftwerke gemacht wurde, ist auch hier gültig.

4.3 Kollektiv- und Individualrisiken sowie Erwartungswerte von Kollektivdosen

Neben den in Abschnitt 4.2 dargestellten komplementären Häufigkeitsverteilungen von Schäden und Dosen sind die Erwartungswerte[1]) dieser Größen von Interesse.

4.3.1 Erwartungswert für den Kollektivschaden

Der Erwartungswert für den Kollektivschaden <KS> gibt den pro Reaktorbetriebsjahr im Mittel auftretenden Kollektivschaden an, der Erwartungswert für die Kollektivdosis <KD> die im Mittel auftretende Kollektivdosis.

Der Erwartungswert für den Kollektivschaden (Kollektivrisiko) durch Kernkraftwerksunfälle bei 25 Anlagen $\langle KS^{25} \rangle$ (bzw. für die Kollektivdosis $\langle KD^{25} \rangle$) wird durch Aufsummierung der mit den Eintrittshäufigkeiten multiplizierten Kollektivschäden (bzw. Kollektivdosen) gebildet. Die Aufsummierung erfolgt über alle Unfallsituationen, d.h. über alle Freisetzungskategorien, Wettersituationen und Bevölkerungsverteilungen.

In Tabelle 7 sind die so ermittelten Erwartungswerte für den Kollektivschaden und für die Kollektivdosis, nach den einzelnen Freisetzungskategorien aufgeschlüsselt, angegeben. Danach beträgt das Gesamtrisiko für akuten Tod

$$\langle KS_{FS}^{25} \rangle = 1 \cdot 10^{-3} \text{ pro Jahr,}$$

für Leukämie oder Krebs

$$\langle KS_{SS}^{25} \rangle = 10{,}1 \text{ pro Jahr.}$$

---

[1]) *Der Erwartungswert für den Individualschaden wird auch als Individualrisiko bezeichnet und der für den Kollektivschaden als Kollektivrisiko.*

Freisetzungs-kategorie	Kollektivrisiko $\langle KS^{25} \rangle$ $[a^{-1}]$			Zu erwartende genetisch signifikante Kollektivdosis $\langle KD^{25} \rangle$ [man rem a^{-1}]
	Frühschäden $\langle KS^{25}_{FS} \rangle$		Somatische Spätschäden $\langle KS^{25}_{SS} \rangle$	
	(dt. DWB)	(am. DWB)		
FK1	$4{,}7 \cdot 10^{-4}$	$4{,}1 \cdot 10^{-4}$	2,4	$1{,}3 \cdot 10^{4}$
FK2	$4{,}8 \cdot 10^{-4}$	$4{,}3 \cdot 10^{-4}$	$3{,}3 \cdot 10^{-1}$	$2{,}1 \cdot 10^{3}$
FK3	$3{,}1 \cdot 10^{-5}$	$2{,}5 \cdot 10^{-5}$	$7{,}4 \cdot 10^{-2}$	$4{,}8 \cdot 10^{2}$
FK4	$2{,}9 \cdot 10^{-5}$	$2{,}3 \cdot 10^{-5}$	$1{,}2 \cdot 10^{-1}$	$6{,}2 \cdot 10^{2}$
FK5	0	0	$3{,}3 \cdot 10^{-1}$	$1{,}4 \cdot 10^{3}$
FK6	0	0	$8{,}4 \cdot 10^{-1}$	$2{,}6 \cdot 10^{3}$
FK7	0	0	6,0	$4{,}6 \cdot 10^{4}$
FK8	0	0	$4{,}8 \cdot 10^{-4}$	3,4
Summe	$1{,}0 \cdot 10^{-3}$	$8{,}9 \cdot 10^{-4}$	10,1	$6{,}6 \cdot 10^{4}$
Summe ohne FK1	$5{,}4 \cdot 10^{-4}$	$4{,}8 \cdot 10^{-4}$	7,7	$5{,}3 \cdot 10^{4}$

Tab. 7: Kollektivrisiken und Erwartungswerte der Kollektivdosen für 25 Anlagen

Der Gesamterwartungswert für die genetische Belastung beträgt

$$\langle KD^{25} \rangle = 6{,}6 \cdot 10^{4} \text{ man-rem pro Jahr.}$$

Aus dieser Zusammenstellung wird ersichtlich, daß die Freisetzungskategorien FK1 und FK7 die größten Anteile am Kollektivrisiko durch somatische Spätschäden und an den genetisch signifikanten Dosen stellen. Dabei resultiert der Hauptbeitrag aus der Freisetzungskategorie FK7[1]).

Vergleich mit Todesfällen durch Leukämie und Krebs auf Grund natürlicher und zivilisatorischer Ursachen

Die für somatische Spätschäden ermittelten Kollektivrisiken im Zusammenhang mit Störfällen in Kernkraftwerken können mit den Erwartungswerten für Leukämie und Krebs auf Grund natürlicher und zivilisatorischer Ursachen verglichen werden.

Dem Kollektivrisiko für Tod durch Leukämie und Krebs auf Grund von Kernkraftwerksunfällen bei 25 Anlagen von

$$\langle KS_{SS}^{25} \rangle = 10{,}1 \text{ pro Jahr}$$

stehen die Erwartungswerte für Leukämie und Krebs auf Grund von natürlichen und zivilisatorischen Ursachen von

$$\langle KS_{nat} \rangle = 1\ 890\ 000 \text{ pro Jahr}$$

(siehe Abschnitt 4.2.2) bzw. auf Grund der natürlichen Strahlenexposition von

$$\langle KS_{nat\ rad} \rangle = 8\ 400 \text{ pro Jahr}$$

(siehe Abschnitt 4.2.2) gegenüber.

Der Erwartungswert für die genetisch signifikante Kollektivdosis auf Grund von Kernkraftwerksunfällen bei 25 Anlagen von

$$\langle KD^{25} \rangle = 6{,}6 \cdot 10^{4} \text{ man-rem pro Jahr}$$

ist mit dem Erwartungswert für die genetisch signifikante Kollektivdosis auf Grund der natürlichen Strahlenexposition von

---

[1]) *Wie in /1/ näher ausgeführt, wurde die Häufigkeit für die Freisetzungskategorie FK7 zu 3 · 10^{-7} pro Anlage und Jahr ermittelt. Wie dort weiter erwähnt, wurde entsprechend der Aufgabenstellung für die Phase A der Studie wie in WASH-1400 ein 10%iger Übertrag der Freisetzungshäufigkeit der benachbarten Freisetzungskategorie FK8 durchgeführt. Dies bedeutet für die Freisetzungskategorie FK7, daß, unabhängig von der detaillierten Analyse, die Freisetzungshäufigkeit um über zwei Größenordnungen erhöht wurde. Es wird notwendig sein, im Rahmen der Phase B dieser Studie diesen Sachverhalt realistischer zu berücksichtigen.*

$$\langle KD_{nat\ rad} \rangle = 6{,}7 \cdot 10^{7} \text{ man-rem pro Jahr}$$

(siehe Abschnitt 4.2.3) zu vergleichen.

Aus dieser Gegenüberstellung wird deutlich, daß die ermittelten Kollektivrisiken in der Schadensart Leukämie und Krebs auf Grund von Kernkraftwerksunfällen bei 25 Anlagen um mehrere Größenordnungen unter denen auf Grund der natürlichen Strahlenexposition liegen.

4.3.2 Erwartungswert des Individualschadens

Zusätzlich zu den Kollektivrisiken wurden die abstandsabhängigen mittleren Individualrisiken berechnet.

Der Erwartungswert für den Individualschaden <S> gibt den pro Reaktorbetriebsjahr im Mittel über viele Betriebsjahre, Standorte und Reaktoren des analysierten Typs auftretenden Individualschaden an. Er versteht sich außerdem als Mittelwert über viele im gleichen Abstand von einem Kernkraftwerk befindliche Personen.

Das abstandsabhängige Individualrisiko ist ein auf eine Anlage normierter Erwartungswert, gebildet aus dem mit den Eintrittshäufigkeiten gewichteten ortsabhängigen Individualschäden. Dabei wurden wiederum alle Freisetzungskategorien sowie Wetterabläufe und Bevölkerungsverteilungen berücksichtigt.

In den Bildern 8 und 9 sind die abstandsabhängigen Individualrisiken für Früh- und Spätschäden nach den Freisetzungskategorien aufgeschlüsselt dargestellt. Die Kurven für die einzelnen Freisetzungskategorien verlaufen näherungsweise parallel. Aus den bereits weiter oben geschilderten Gründen sind Frühschäden auf den Nahbereich um den Standort beschränkt. Sie zeigen deshalb einen mit zunehmender Entfernung besonders steilen Abfall. Weniger steil, nämlich etwa umgekehrt proportional zur Entfernung, nimmt der Erwartungswert für Spätschäden ab.

In Bild 10 sind die Summenkurven der Individualrisiken dargestellt, und zwar mit und ohne Berücksichtigung der Freisetzungskategorie FK1 ("Dampfexplosion"). Wie aus dieser Abbildung ersichtlich, liegen die Individualrisiken für akuten Tod weit unter denen für Tod durch Leukämie oder Krebs.

Vergleich mit Todesfällen durch Leukämie und Krebs auf Grund natürlicher und zivilisatorischer Ursachen

Das in Bild 10 dargestellte abstandsabhängige Individualrisiko für Spätschäden kann mit dem ortsunabhängigen Erwartungswert für Leukämie und Krebs auf Grund natürlicher und zivilisatorischer Ursachen in Beziehung gesetzt werden. Dieser beträgt bei

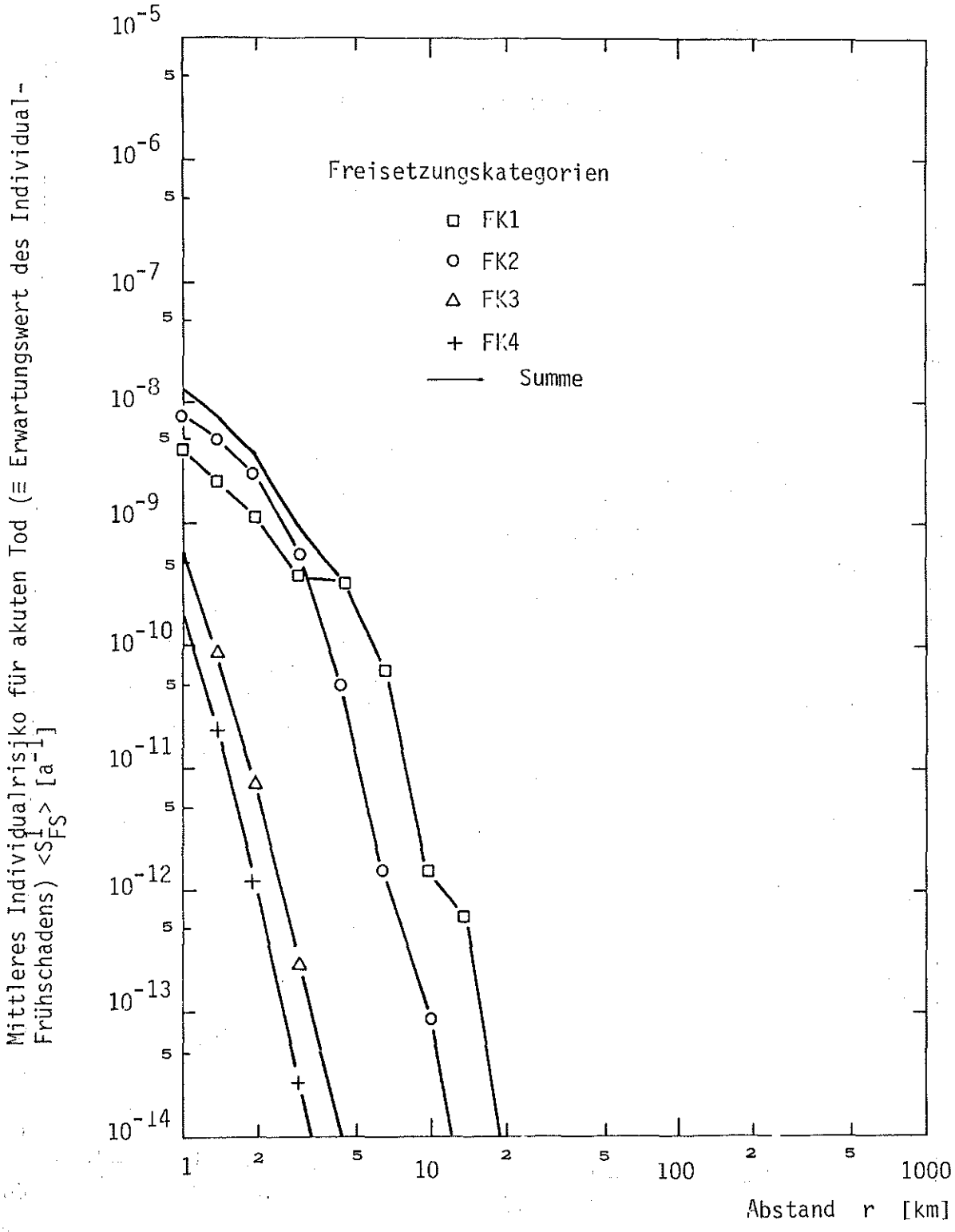


Bild 8: Abstandsabhängige mittlere Erwartungswerte von Individual-Frühschäden (≡ mittleres Individualrisiko für akuten Tod), normalisiert auf eine Anlage, aufgeschlüsselt nach den Freisetzungskategorien

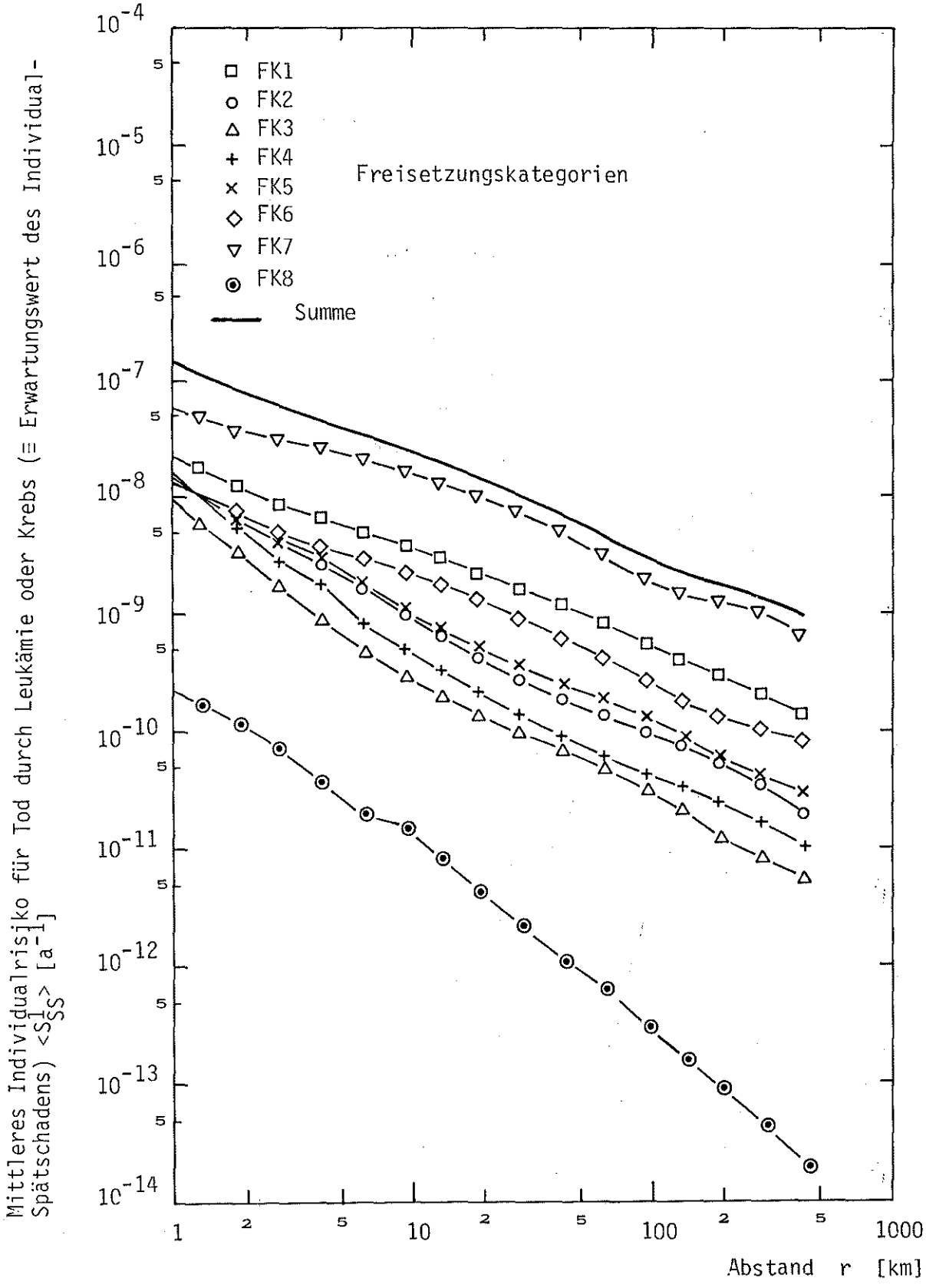


Bild 9: Abstandsabhängige Erwartungswerte von Individual-Spätschäden (≡ mittleres Individualrisiko für Tod durch Leukämie oder Krebs), normiert auf eine Anlage, aufgeschlüsselt nach den Freisetzungskategorien

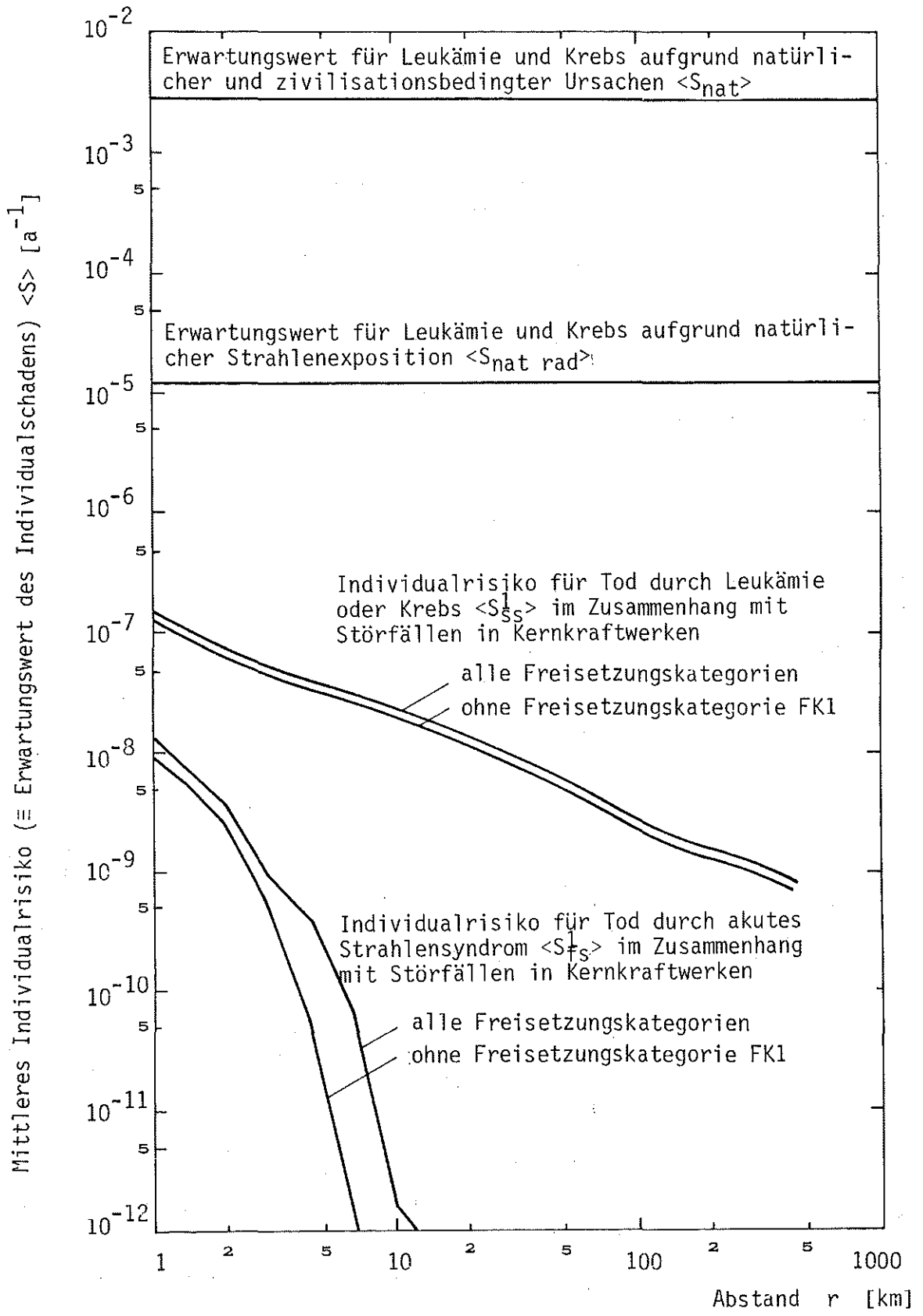


Bild 10: Abstandsabhängige Erwartungswerte von Individualschäden (≡ mittleres Individualrisiko), normiert auf eine Anlage, und Vergleich mit Individualrisiken auf Grund natürlicher und zivilisationsbedingter Ursachen

einer mittleren Lebenserwartung von 71 Jahren und über viele Personen und Lebensjahre gemittelt

$$\langle S_{nat} \rangle = 0{,}2 \cdot \frac{1}{71a} = 2{,}8 \cdot 10^{-3} \text{ pro Jahr.}$$

Der Erwartungswert für Leukämie und Krebs auf Grund der natürlichen Strahlenexposition beträgt im Mittel

$$\langle S_{nat\ rad} \rangle = 0{,}1 \frac{rem}{a} \cdot 1{,}25 \cdot 10^{-4}\ rem^{-1} = 1{,}25 \cdot 10^{-5} \text{ pro Jahr.}$$

Diese Werte sind ebenfalls in Bild 10 eingezeichnet. Wie ersichtlich, liegen die mittleren Individualrisiken im Zusammenhang mit Störfällen in Kernkraftwerken um mehrere Zehnerpotenzen unter den mittleren Individualrisiken für Leukämie und Krebs auf Grund natürlicher und zivilisatorischer Ursachen.

4.4 Aussagesicherheit der Ergebnisse

Bei den hier simulierten Unfallabläufen sind sowohl die zu erwartenden Eintrittshäufigkeiten als auch die zu erwartenden Schadensumfänge mit Schätzunsicherheiten behaftet. Zu einer bestimmten Kombination aus Freisetzung und Exposition können also auf Grund der Schätzunsicherheiten Bereiche im Häufigkeits-Schadensumfang-Diagramm angegeben werden, in denen der Beitrag dieser Kombination zur komplementären Häufigkeitsverteilung mit einer bestimmten subjektiven Aussagesicherheit liegt.

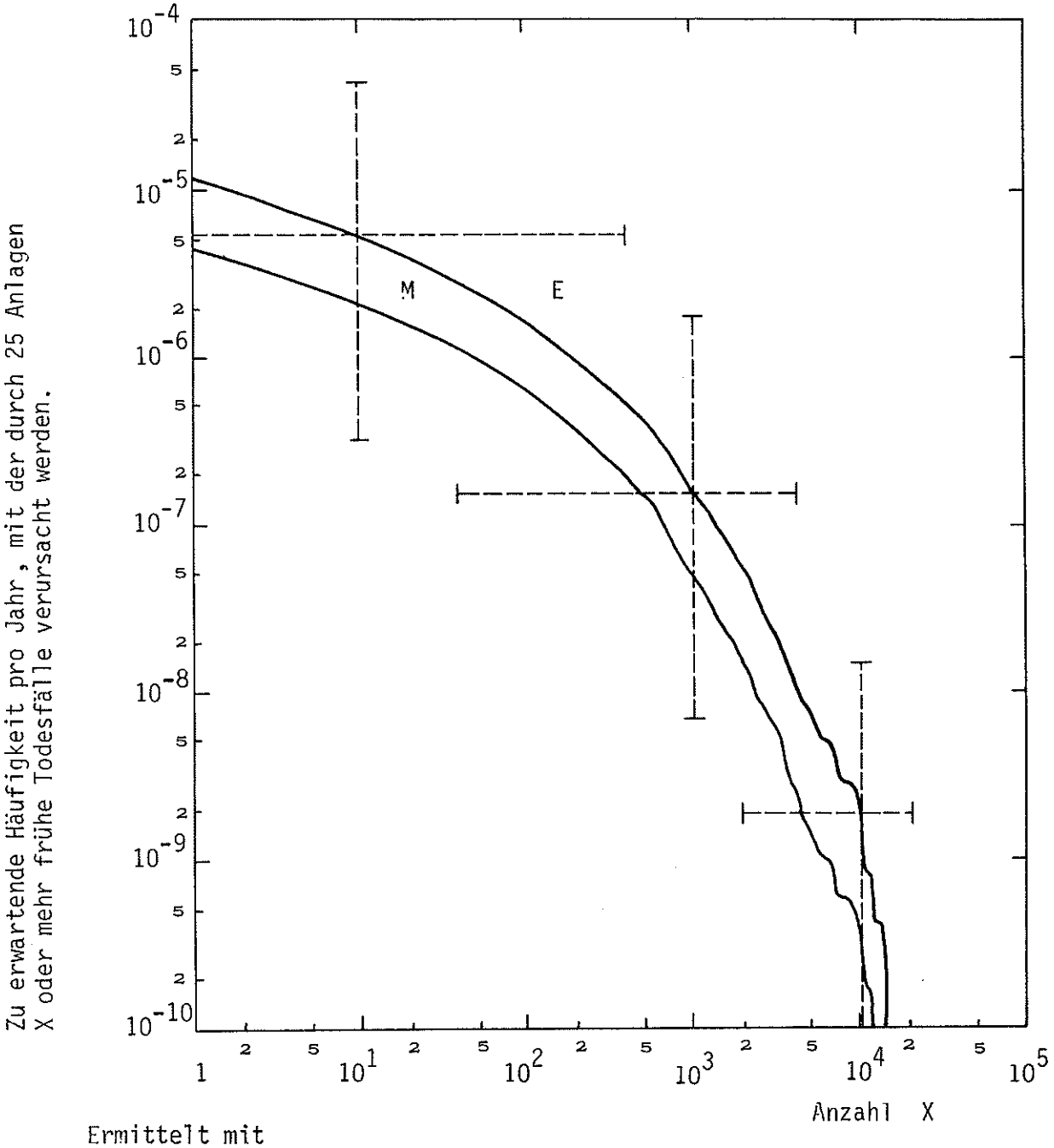
Für eine vorgegebene Aussagesicherheit von 90 % wurden einige lokale Vertrauensbereiche ermittelt und in die komplementären Häufigkeitsverteilungsfunktionen für Frühschäden (Bild 11) und Spätschäden (Bild 12) eingezeichnet. Sie enthalten die zutreffenden Werte mit der vorgegebenen subjektiven Aussagesicherheit, sofern alle nicht quantifizierten Schätzunsicherheiten vernachlässigbar sind.

Der vertikale Balken gibt zu einem festen Schadensumfang KS den Wertebereich an, in dem mit 90 % subjektiver Aussagesicherheit die zutreffende Häufigkeit ϕ liegt, mit der Schaden vom Unfall größer oder gleich KS verursacht wird.

Der horizontale Balken gibt zu einer festen Häufigkeit ϕ den Wertebereich an, in dem mit 90 % subjektiver Aussagesicherheit der zutreffende Schadensumfang KS liegt, der mit der Häufigkeit ϕ erreicht oder überschritten wird.

Berücksichtigt wurden die Schätzunsicherheiten folgender Parameter:

- Freisetzungshäufigkeiten,
- freigesetzte thermische Energie (zur Berechnung des Aufstiegs der Abluftfahne),
- errechnete Aufstiegshöhe der Abluftfahne,
- trockene Ablagerungsgeschwindigkeit,

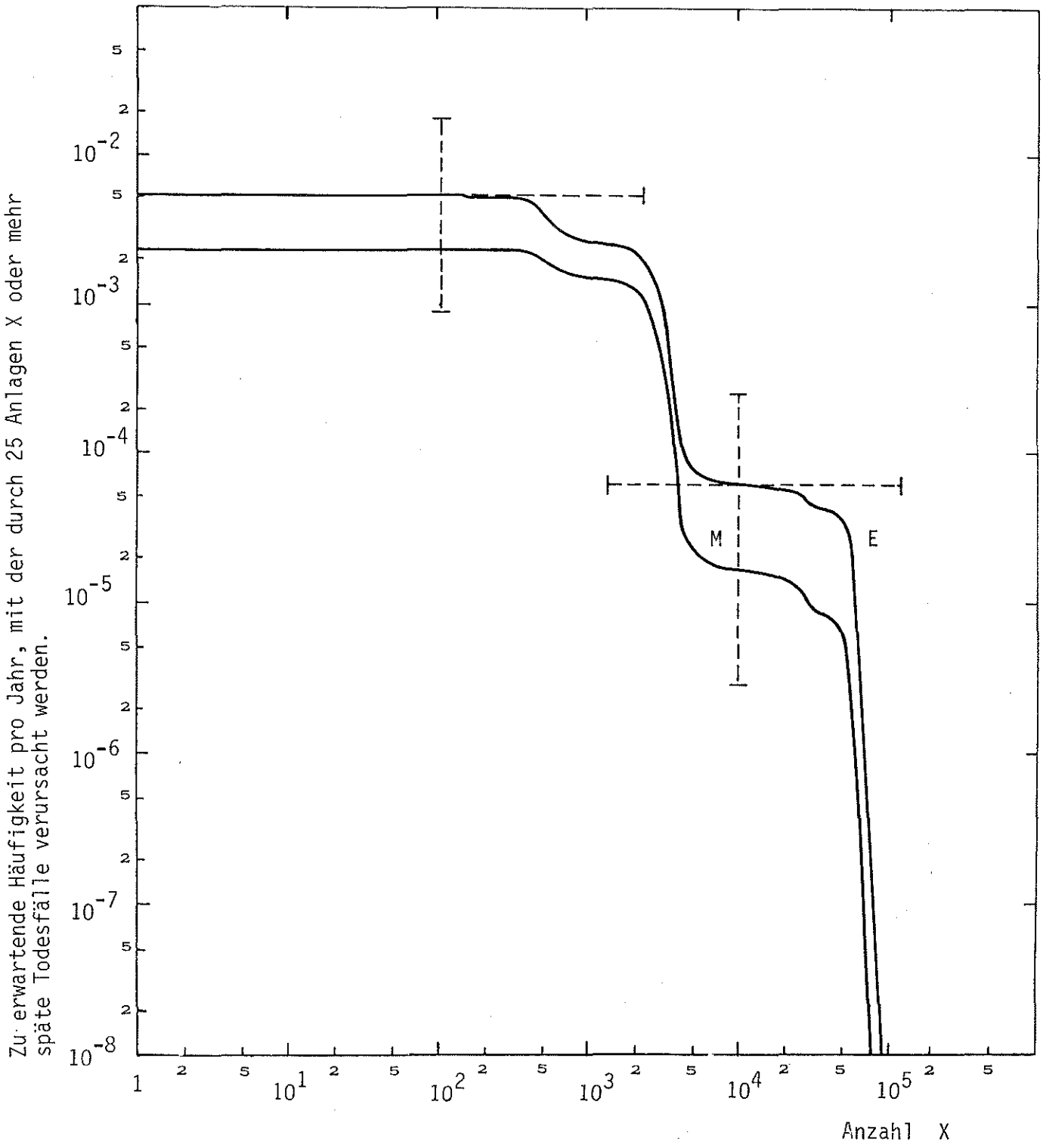


Ermittelt mit

- den 50-%-Fraktilen der zu erwartenden Freisetzungshäufigkeiten (Kurve M) und
- den Erwartungswerten (Kurve E).

Die gestrichelten Balken geben subjektive 90 % Vertrauensbereiche an. Mit 90 % subjektiver Aussagesicherheit liegt der zutreffende Wert innerhalb dieser Bereiche, sofern alle nicht quantifizierten Schätzunsicherheiten vernachlässigbar sind.

Bild 11: Komplementäre Häufigkeitsverteilung der frühen Todesfälle



Ermittelt mit

- den 50-%-Fraktilen der zu erwartenden Freisetzungshäufigkeiten (Kurve M) und
- den Erwartungswerten (Kurve E).

Die gestrichelten Balken geben subjektive 90 % Vertrauensbereich an. Mit 90 % subjektiver Aussagesicherheit liegt der zutreffende Wert innerhalb dieser Bereiche, sofern alle nicht quantifizierten Schätzunsicherheiten vernachlässigbar sind.

Vertrauensbereich und Kurvenverlauf werden bei niedrigen Anzahlen X stark durch den Häufigkeitszuschlag von Kategorie 8 nach Kategorie 7 beeinflußt.

Bild 12: Komplementäre Häufigkeitsverteilung der späten Todesfälle

- "Wash-out"-Koeffizient,
- Zeitspanne zwischen Störfall in der Anlage und "Aufsuchen von Häusern",
- prozentualer Bevölkerungsanteil im Freien vor dem "Aufsuchen von Häusern",
- prozentualer Bevölkerungsanteil, der über die oben genannte Zeitspanne hinaus im Freien bleibt,
- Dosis-Wirkungs-Beziehung für frühe Todesfälle,
- Dosis-Risiko-Beziehung für späte Todesfälle.

Die mit E gekennzeichnete Kurve beruht auf den Parameterwerten, die als Erwartungswerte (Referenzwerte) bezeichnet werden. Ebenfalls eingetragen ist eine M-Kurve, die man unter Verwendung der Mediawerte (50-%-Fraktilen) der Freisetzungshäufigkeiten (analog zum Vorgehen in der am. RSS /2/) und der Referenzwerte der übrigen Parameter obiger Zusammenstellung erhält. Die Vertrauensbereiche sind im übrigen unabhängig von dieser Wahl.

4.5 Zur Wertung der Ergebnisse

Die Zielsetzung dieser Studie und die Grenzen ihrer Aussage werden in /1/ ausführlich behandelt. Um Fehlinterpretationen zu vermeiden, soll hier - im unmittelbaren Anschluß an die Ergebnisdarstellung - nochmals darauf eingegangen werden.

Auftragsgemäß wurden in Phase A weitgehend die Parameter und Modelle der amerikanischen Studie /2/ übernommen. Zwar mußte dieses Konzept zwangsläufig an einigen Stellen durchbrochen werden (Anlagentechnik, Wetter- und Bevölkerungsdaten etc.), im Prinzip wurde es jedoch befolgt und oft auch dann beibehalten, wenn bereits bekannt war, daß es geeignetere Parameterwerte und Modelle gibt (Ingestionsmodell, Regenablaufmodell etc.). Die Aufgabe der Bindung an das amerikanische Vorbild (am.RSS), die Verbesserung einzelner Teilmodelle und die Verwendung besserer Eingabedaten entsprechend dem gegenwärtigen Stand des Wissens sind der Phase B dieser Studie vorbehalten.

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung besitzen den Aussagewert von auf umfangreichen Analysen beruhenden Schätzungen. Sie beziehen sich außerdem auf das Mittel über mehrere Kollektive von je 25 Anlagen des analysierten Typs. Sie stellen daher keine Vorhersage realer Ereignisse und ihrer Folgen dar. Ebenso sind keine Rückschlüsse auf spezielle Standorte und Reaktorblöcke möglich. Die angegebenen Individualrisiken sind Schätzwerte mittlerer Individualrisiken, gemittelt über mehrere Anlagen des analysierten Typs, Standorte und Personen. Es darf deshalb aus diesen Angaben nicht auf persönliche Schicksale geschlossen werden.

Die berechneten Zahlenwerte für das Risiko, das von 25 Reaktorblöcken in der Bundesrepublik Deutschland ausgeht, gewinnen an Bedeutung durch einen Vergleich mit anderen vom Individuum oder von der Gesellschaft akzeptierten natürlichen und zivilisatorischen Risiken.

5. Schlußfolgerungen

5.1 Begrenzungen und Vereinfachungen

Die Studie befaßt sich mit Untersuchungen von Risiken im Zusammenhang mit Störfällen in Kernkraftwerken. Risiken durch den normalen Betrieb von Kernkraftwerken oder durch den übrigen Brennstoffkreislauf werden nicht behandelt.

Die Grundlage für die anlagentechnische Analyse bilden die konstruktiven Verhältnisse einer Referenzanlage. Vor allem für die Zuverlässigkeitsuntersuchungen wurden aber Daten verwendet, die größtenteils nicht aus der Referenzanlage stammen. Es mußte auch auf Daten zurückgegriffen werden, die für vergleichbare Komponenten in anderen Industrieanlagen gewonnen wurden. Der Berechnung der Unfallfolgen wurden typische deutsche Standortbedingungen, repräsentiert durch eine größere Zahl aktueller Standorte, zugrunde gelegt. Die Ergebnisse beziehen sich daher nicht auf eine bestimmte Anlage am konkreten Standort, sondern haben lediglich Aussagekraft für einen mittleren Satz von 25 Anlagen vom untersuchten Typ und an vergleichbaren Standorten.

Für die Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, daß es sich bei der vorliegenden Studie nicht um eine exakte Risikoberechnung handelt, sondern um eine Risikoabschätzung, die mit erheblichen Schätzunsicherheiten behaftet ist. Soweit eine brauchbare Basis dafür besteht, wurde versucht, diese Schätzunsicherheiten zu quantifizieren. Daneben verbleiben aber weitere, unter Umständen erhebliche Aussageunsicherheiten, die im Rahmen dieser Studie nicht quantifiziert wurden.

5.2 Probleme bei der Einordnung von Risiken

Sinnvolle Bewertung und Einordnung von Risiken setzen geeignete Vergleichsmaßstäbe voraus. Für einen Vergleich kommen in erster Linie Techniken zur Erreichung des gleichen Zwecks, in diesem Fall der Energie- oder Stromversorgung, aber auch unterschiedliche Techniken, wie Kerntechnik, Chemie oder Luftfahrttechnik, in Betracht. Schließlich könnten auch die Risiken bei der Nutzung einer Technik den Vorteilen der Nutzung bzw. den Risiken eines Verzichts darauf gegenübergestellt werden.

Viele Risiken sind dadurch gekennzeichnet, daß Schäden relativ häufig auftreten, das Schadensausmaß im Einzelfall aber vergleichsweise gering ist (z.B. Straßenverkehr). Solche Risiken können ohne besondere Schwierigkeiten durch statistische Erfassung und Auswertung von Schadensfällen beurteilt werden.

Für das Risiko durch Störfälle in Kernkraftwerken wie auch für eine Reihe anderer Risiken ist es dagegen charakteristisch, daß einerseits auf Grund von Vorsorgemaßnahmen Schäden nur sehr selten zu erwarten sind, andererseits aber auch Schäden großen Umfangs nicht naturgesetzlich ausgeschlossen werden können.

Eine vergleichende Bewertung solcher Risiken wird durch den Umstand erschwert, daß bisher fast nur für die Kerntechnik quantitative Risikountersuchungen in der Art der vorliegenden Studie durchgeführt wurden.

Eine der wenigen Ausnahmen ist z.B. eine Risikoabschätzung für petrochemische Großanlagen, die vor kurzem in Großbritannien durchgeführt wurde (Canvey-Island-Studie /16/). In Bild 13 sind wesentliche Ergebnisse dieser Untersuchung wiedergegeben. Da Methoden und Annahmen der Canvey-Island-Studie zum Teil erheblich von denen der vorliegenden Studie abweichen, ist ein direkter Vergleich der Ergebnisse jedoch nicht möglich.

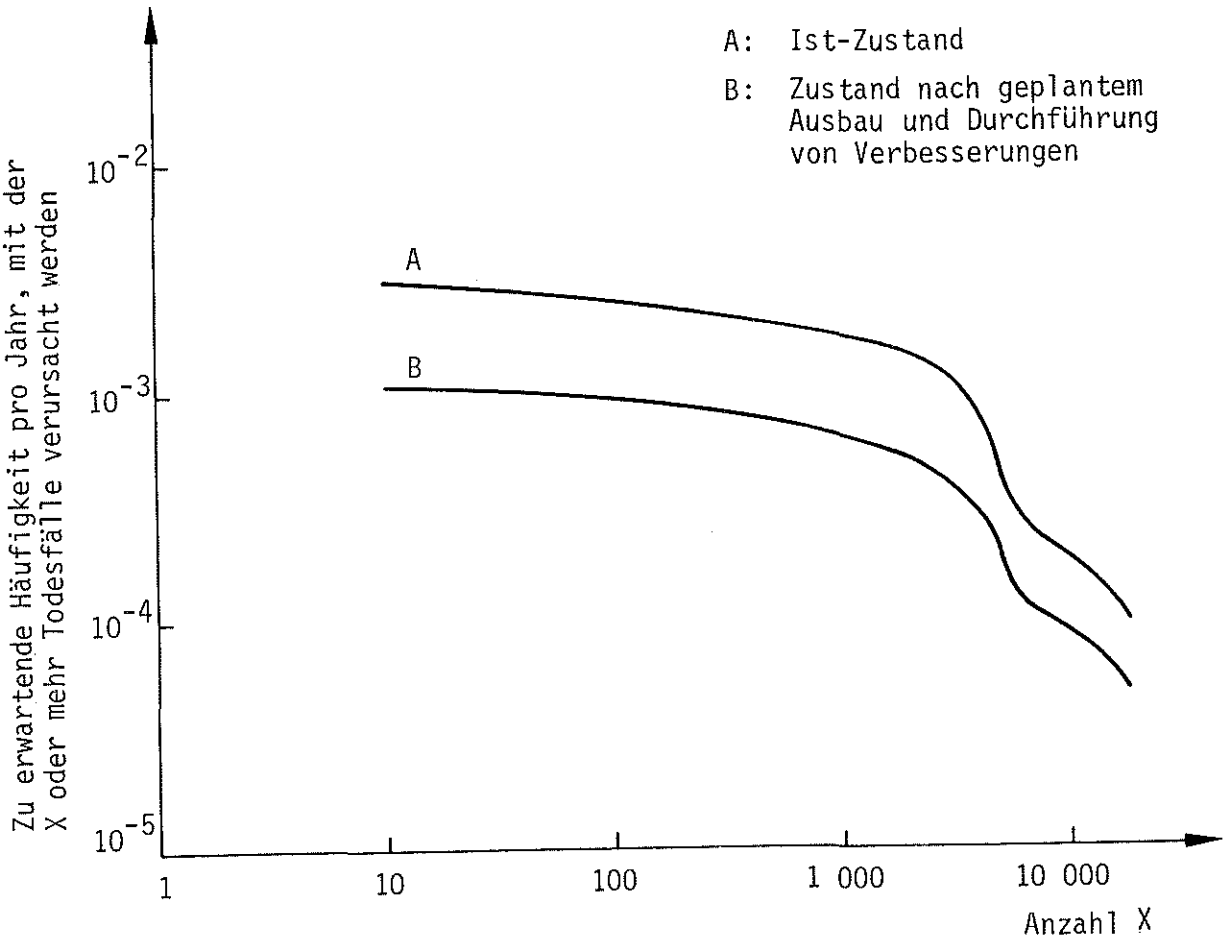


Bild 13: Komplementäre Häufigkeitsverteilung für Todesfälle durch Unfälle in chemischen Anlagen auf Canvey Island (Großbritannien) nach /16/

In Techniken, die bereits wesentlich länger oder in größerem Umfang als die Kerntechnik genutzt werden, können Risiken mit gewissen Einschränkungen auch empirisch ermittelt werden. Dies wird anhand von Bild 14 erläutert. Sie beruht auf einer Zusammenfassung von empirischen Daten über die Häufigkeit von Unfällen mit einer größeren Zahl von Todesfällen /17/. Der durchgezogene Teil der Kurven beruht ausschließlich auf Erfahrungen, die in Großbritannien gemacht wurden. Beispielsweise haben Brände und Explosionen dort bisher in einem einzelnen Ereignis maximal etwa 50 Todesopfer gefordert. Diese Kurven wurden in /17/ auf der Basis weltweiter Erfahrungen ergänzt. Dabei zeigt sich, daß Brände oder Explosionen auch mit mehr als 1000 Todesfällen - wenn auch mit geringerer Häufigkeit - nicht ausgeschlossen sind. Ähnliches gilt für die anderen Unfallarten.

Durch Risikoanalysen für diese Unfallarten lassen sich die Kurven entsprechend fortsetzen. So ist es bei einem Flugzeugabsturz durchaus möglich, daß dieser über einem dichtbevölkerten Gebiet erfolgt und das Flugzeug im äußersten Falle in ein dicht besetztes Stadion stürzt. Für die Bundesrepublik Deutschland läßt sich die Häufigkeit dafür mit 10^{-8} bis 10^{-10} pro Jahr abschätzen /1/.

Obwohl die Studie nicht den Auftrag hatte, einen systematischen Risikovergleich durchzuführen, wurden, um trotzdem eine grobe Einordnung der ermittelten Risiken zu ermöglichen, in Tabelle 8 mittlere Individualrisiken, wie sie aus dieser Studie für Personen in der näheren Umgebung von Kernkraftwerken abgeleitet werden können, Individualrisiken durch andere Ursachen gegenübergestellt. Damit sollen Anhaltspunkte für die Größenordnungen von Risiken gegeben werden, denen Menschen freiwillig oder unfreiwillig ausgesetzt sind.

5.3 Abschließende Bemerkung

Die Durchführung von Risikostudien und die Veröffentlichung der Ergebnisse können eine paradoxe Situation ergeben: Durch eine detaillierte Analyse gewinnen Ereignisse, die nach menschlichem Ermessen ausgeschlossen werden, leicht einen realen Charakter. Mögliche Gefahren, die mit größter Wahrscheinlichkeit nie zu konkreten Schäden führen und die in der Vorstellung der meisten Menschen auch gar keine Rolle spielen, werden damit ins Bewußtsein gerufen. Auf diese Weise werden bestimmte Risiken zwar als minimal nachgewiesen, aber die Angst vor ihnen wird gerade durch diesen Nachweis geweckt. Dagegen werden wesentlich größere, aber nicht im einzelnen untersuchte Risiken oft überhaupt nicht zur Kenntnis genommen.

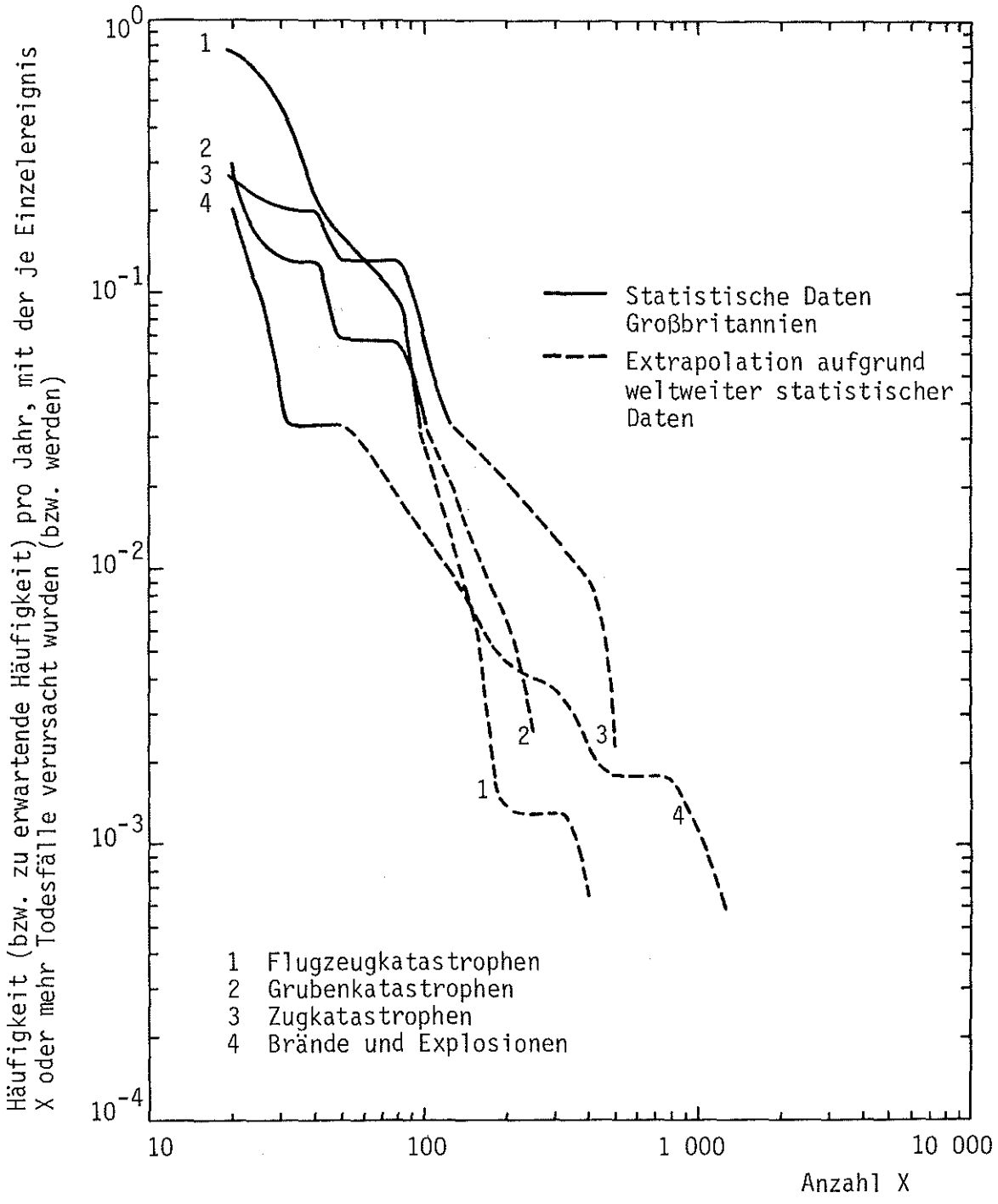


Bild 14: Komplementäre Häufigkeitsverteilung für Todesfälle durch verschiedene Unfallarten in Großbritannien /17/

Art des Risikos	Risiko (je 1 Million Personen und Jahr)
Tödlicher Unfall bei/durch	
Berufstätigkeit (im Durchschnitt)	130
Berufstätigkeit im Bergbau	540
Berufstätigkeit im Gesundheitsdienst	40
Haushalt und Freizeit	230
Teilnahme am Straßenverkehr (75 Minuten pro Tag)	240
Benutzung von Linienflugzeugen (1 Stunde pro Woche)	50
Benutzung sonstiger, nichtmilitärischer Flugzeuge (1 Stunde pro Woche)	1 000
Blitzschlag	0,6
elektrischen Strom	4
Tod durch Krebs oder Leukämie (aufgrund natürlicher und zivilisationsbedingter Ursachen)	2 700
Störfälle in Kernkraftwerken (nach dieser Studie für die nähere Umgebung von Kernkraftwerken)	
Tod durch akutes Strahlensyndrom ("Frühschäden")	0,01
Tod durch Krebs oder Leukämie ("Spätschäden")	0,2

(Nichtnukleare Risiken größtenteils nach /18/)

Tab. 8: Unterschiedliche Risiken (Todesrisikowerte je 1 Million Personen, bezogen auf 1 Jahr)

Literatur

/1/ Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) mbH:
Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke; Eine Untersuchung zu dem durch Störfälle in Kernkraftwerken verursachten Risiko - Hauptband -
Hrsg. Der Bundesminister für Forschung und Technologie
(Verlag TÜV Rheinland, Köln, 1979) ISBN 3-921059-67-4

/2/ US Nuclear Regulatory Commission:
Reactor Safety Study
Report WASH-1400 (1975)

/3/ Thomas, P., et al.:
Experimental Determination of the Atmospheric Dispersion Parameters over Rough Terrain, Part 1 and Part 2
Berichte KFK 2285 (1976) und KFK 2286 (1976)

/4/ McElroy, J.L.:
A Comparative Study of Urban and Rural Dispersion
J. of Appl. Meteor. 8 (1969)

/5/ Vogt, K.J.:
Ergebnisse der Jülicher Ausbreitungsexperimente für 50 und 100 m Emissionshöhe
Bericht ZST-240 (1976)

/6/ Briggs, C.A.:
Plume Rise
Report TID-25075 (1969)

/7/ Briggs, C.A.:
Some Recent Analyses of Plume Rise Observations
Second Int. Clean Air Congress, Washington, D.C. (1970)

/8/ Nester, K.:
Window - Ein Computerprogramm zur Berechnung von Statistiken der integrierten Schadstoffkonzentration in der Atmosphäre an Aufpunkten in der Umgebung einer Einzelquelle
Bericht KFK 2547 (1978)

/9/ Russo, A.J.:
Reactor Accident Plume Rise Calculations
Report SAND-76-0340 (1976)

/10/ Bayer, A., und M. Schückler:
Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung gesundheitlicher Schäden nach Strahlenexpositionen
KfK-Bericht in Vorbereitung

/11/ Rahmenempfehlungen für den Katastrophenschutz in der Umgebung kerntechnischer Anlagen
GMBl Nr. 31 (1977), S. 638/718

/12/ Leitsätze für die Unterrichtung der Öffentlichkeit über die Katastrophenschutzplanung in der Umgebung von kerntechnischen Anlagen
Umwelt (BMI), Heft 61 (1978)

/13/ UNSCEAR:
Sources and Effects of Ioning Radiation
United Nations, New York, 1977

/14/ ICRP:
Recommendation of the International Commission on Radiological Protection
ICRP Publication 26 (1977)

/15/ Statistisches Bundesamt:
Statistisches Jahrbuch 1977 für die Bundesrepublik Deutschland
Verlag W. Kohlhammer, Mainz und Stuttgart, 1977

/16/ Canvey-Island-Report:
Summary of an Investigation of Potential Hazards from Operations in the Canvey Island/Thurrock Area
Health and Safety Executive, London, 1978

/17/ Fryer, L.S., and R.F. Griffiths:
Worldwide Data on the Incidence of Multiple Fatality Accidents
SRD-Report R 149 (1979)

/18/ Lindackers, K.H.:
Die Bedeutung technischer Risiken
Atomwirtschaft-Atomtechnik 19 (1974)

KONTRASTPROGRAMM

WEITERBILDUNG

FORTBILDUNGSVERANSTALTUNG IM FACHVERBAND FÜR STRAHLENSCHUTZ E.V.

R. Spiess

Fachverband für Strahlenschutz, Arbeitskreis Ausbildung

Kurzfassung

Nach Darlegung allgemeingültiger Überlegung zur Organisation und Durchführung von Weiterbildungsveranstaltungen wird die Vorgehensweise des Fachverbandes für Strahlenschutz geschildert. Die Jahrestagung 1979 wurde genutzt, anhand des Beispiels "Tritiumfreisetzung in die Laboratmosphäre" die Erarbeitung von Lösungen in einer Arbeitsgruppe (Inkorporationsüberwachung) vorzuführen. Diese Art der Weiterbildung fand großen Anklang bei den Tagungsbesuchern.

Abstract

After presentation of generally valid considerations concerning organization and implementation of professional retraining arrangements, the approach of the Fachverband für Strahlenschutz (German/Swiss Assoziation for Radiological Protection) is discussed. The annual meeting 1979 of this association was utilized in order to demonstrate the elaboration of solutions within a working group (incorporation monitoring), dealing with "Tritium release into a laboratory atmosphere" as an example. This kind of retraining was favorably judged by the participants.

Die Art und Weise unserer Tätigkeit bringt es mit sich, daß wir in der Regel nur noch ein sehr spezialisiertes Wissen eines Teilbereiches des Gesamtgebietes "Strahlenschutz" besitzen. Dies kann kaum vermieden werden, da das Fachgebiet "Strahlenschutz" heute sehr komplex und breit ist.

Um so mehr erwächst das Bedürfnis, einen minimalen, aber aktuellen Wissensstand aus den Teilbereichen, mit denen wir uns beruflich nicht direkt befassen, zu erwerben.

Ein solcher Wissensstand kann auf verschiedene Weise erworben werden:

- Literaturstudium
- Fachgespräche
- Kursbesuche

- Teilnahme an wissenschaftlichen Tagungen
- Besuch von Fortbildungsveranstaltungen

Alle Arten der Weiterbildung weisen gewisse Vor-, aber auch Nachteile auf. Insbesondere können sie jeweils nicht alle Weiterbildungsbedürfnisse insgesamt abdecken oder der dafür erforderliche Zeitaufwand ist nicht aufzubringen.

Das Direktorium des Fachverbandes Strahlenschutz hat sich - dem Wunsche der Fachverbandsmitglieder entsprechend - seit längerem überlegt, wie der Fachverband seinen Mitgliedern eine weitere echte Weiterbildung neben der Durchführung der wissenschaftlichen Jahrestagung anbieten kann.

Unter der Voraussetzung, den Fachverbandsmitgliedern eine Weiterbildung ohne zusätzliche zeitliche Beanspruchung zu ermöglichen, entschied sich das FS-Direktorium dafür, eine zusätzliche Weiterbildungsveranstaltung gerade anläßlich der Jahrestagung zu organisieren.

Da an der Jahrestagung jedoch bereits wissenschaftliche Weiterbildung in Form von Vorträgen geboten wird, muß eine sinnvolle zusätzliche Weiterbildung nach einer anderen Konzeption durchgeführt werden. Damit diese zusätzliche Fortbildung einen echten Gewinn für die Teilnehmer zeitigt, wird sie entsprechend einem allgemeinen Grundsatz des Lernens, wonach aktives Handeln die höchste Effizierung ergibt, konzipiert (Hören 20 %, Hören und Sehen 50 %, Hören, Sehen und Sprechen 70 %, Hören, Sehen, Sprechen und Tun 90 %).

Konzipiert ist die FS-Fortbildungsveranstaltung nach den folgenden Punkten:

- anläßlich der Jahrestagung, Zeitaufwand maximal ein halber Tag;

- keine Konkurrenzierung der Jahrestagung durch weitere Vortragsveranstaltung;

- falls möglich, Ergänzung der Jahrestagung durch Behandlung von kongruenten oder komplementären Themen;

- Gruppenarbeiten mit vorbereiteten Arbeitspapieren;

- parallele Arbeitsgruppen, die Teilprobleme des Gesamtfortbildungsthemas behandeln;

- die Teilnehmer wählen sich eine Arbeitsgruppe und arbeiten in dieser Gruppe mit. Ein Wechsel von einer Arbeitsgruppe zur anderen während der Veranstaltung ist nicht zweckmäßig;

- das Niveau der Problemlösungen ist dem eines Strahlenschutzbeauftragten nach StrlSchV angepaßt;

- die Fortbildungsveranstaltung ergibt im Prinzip keine allgemeinen Resultate, sondern löst einen vorgegebenen determinierten Fall, "Fallstudie";

- die Fallstudie wird aufgeteilt in Einzelprobleme, als Arbeitsthemen der einzelnen Gruppen (z.B. externe, interne Dosimetrie; Strahlenschutzmeßtechnik; Arbeitsplanung; Arbeitstechnik; Zwischenfallsplanung; Arbeitsplatzüberwachung; Umweltbelastung; Öffentlichkeitsprobleme);

- Zusammenfassung der Ergebnisse in einem Loseblatt "Fallstudie X" und Abgabe an alle FS-Mitglieder;

- Ausarbeitung der Einzelprobleme und Betreuung der entsprechenden Arbeitsgruppen an der Fortbildungsveranstaltung durch die jeweiligen FS-Arbeitskreise.

Die Organisation der Fortbildungsveranstaltung erfolgt gemäß nachfolgendem Schema:

- Beschlußfassung des nächsten Fortbildungsveranstaltungsthemas durch das FS-Direktorium;

- anläßlich der nächstfolgenden Jahrestagung wird dieses Thema der folgenden Jahrestagung bekanntgegeben;

- die "Konferenz der Arbeitskreissekretäre" teilt das Thema in Teilprobleme auf. Diese Teilprobleme ergeben die Gruppenarbeiten. Leitung der "Konferenz der Arbeitskreissekretäre" durch den Arbeitskreis "Ausbildung";

- die Gruppenarbeiten werden durch die jeweiligen Arbeitskreise vorbereitet;

- Koordinationssitzung der "Konferenz der Arbeitskreissekretäre" unter Leitung des Arbeitskreises Ausbildung, etwa ein halbes Jahr vor der Jahrestagung;

- Fortbildungsveranstaltung anläßlich der Jahrestagung, durch Vertreter der entsprechenden Arbeitskreise betreut;

- Zusammenfassung der einzelnen Gruppenarbeiten in einem Loseblatt "Fallstudie X" durch den Arbeitskreis Ausbildung;

- etwa ein halbes Jahr nach der Veranstaltung Abgabe der Loseblätter an die FS-Mitglieder in die Loseblattsammlung "Fallstudien".

Anläßlich der FS-Jahrestagung 1979 in Köln wurde diese Konzeption der Weiterbildung den FS-Mitgliedern vorgestellt und das prinzipielle Vorgehen bei der Gruppenarbeit an einem konkreten Beispiel vorgestellt. Herr Dr. Schieferdecker übernahm es in dankenswerter Weise, anhand eines Beispieles ("Tritiumfreigebung in die Laboratmosphäre") das prinzipielle Vorgehen der Erarbeitung von Lösungen in einer Arbeitsgruppe (Inkorporationsüberwachung) vorzuführen. Eine abgeschlossene Überarbeitung dieses "Versuchsthemas" war nicht vorgesehen, da es vorerst lediglich darum ging, die Art und Weise einer solchen Gruppenarbeit aufzuzeigen. Aus den Reaktionen der in erfreulich großer Zahl teilnehmenden Tagungsbesucher kann geschlossen werden, daß diese Art der Fortbildung Anklang gefunden hat.

ZUSAMMENFASSUNG

1. Sitzung

Einführung - Definitionen, Kriterien, Regeln und Richtlinien

W. Feldt

Die Situation: Radioaktive Abfälle werden zur Einhaltung von Sicherheit und Strahlenschutz je nach Abfallart und Erzeugergruppen entweder

- verdünnt und abgeleitet oder
- konzentriert und in Behältern isoliert.

Die erstgenannte Art der Beseitigung kommt nur bei wenigen Abfällen einiger Erzeugergruppen in Frage. Im allgemeinen wird konzentriert und isoliert.

Für mittel- und niedrigaktive Abfälle werden Zwischenlagerkapazitäten für die Produktion von 2 bis 3 Jahren benötigt, um entsprechenden Endlagerraum in der Asse schaffen zu können, wenn diese wieder für diese Art der Lagerung freigegeben wird. Das Projekt "Konrad" dürfte eine Entspannung für die Abfallbeseitigung geben.

Wenn die Endlagerung hochaktiver Abfälle in der vorgesehenen Weise in Gorleben erfolgt ist, wird eine Überwachung des versiegelten Endlagers nicht erforderlich. Auf Grund der sich in späteren Jahren einstellenden Nuklidzusammensetzung bestehen hinsichtlich des Strahlenschutzes die gleichen Probleme wie bei Uranlagerstätten. Da im allgemeinen politische Grenzen weniger dauerhaft sind als das Gefährdungspotential von Endlagerstätten, ist eine internationale Zusammenarbeit besonders im Hinblick auf die Meeresversenkung unerläßlich.

Praktische Verfahren: Im Reaktorbetrieb fallen im Jahr 100 bis 500 m^3 schwachaktive und 7 m^3 mittelaktive Abfälle an. Ganz allgemein, bei Zusammenfassung aller Abfälle aus Industrie, Forschung und Medizin sind 85 % niedrigaktive und nur 15 % hochaktive und α-strahlende Abfälle.

- Schwach- und mittelaktive Abfälle

  Die für die Konzentrierung der Abfälle verwendeten Verfahren, wie Ionenaustauscher und Verdampfer, besitzen hohe Dekontaminationsfaktoren (DF). Für Ionenaustauscher gilt $DF = 10^3 - 10^4$, für Verdampfer $DF = 10^4 - 10^6$, also fast 100 % mit Ausnahme der flüchtigen Stoffe. Für die Verfestigung wird der Abfall entweder in Zement eingemischt (Volumenverdopplung) oder mit Bitumen verrührt (Volumenreduktion 2-6, je nach Wassergehalt des Abfalls). Die Auslaugfähigkeit von Bitumen ist um den Faktor 100 besser als die vom Zement.

- Hochaktive Abfälle

  Flüssige Abfälle werden zur Zeit in Gläsern verfestigt. Die spezifische Aktivität beträgt etwa 3 % Ci/g. Über die Dauer-

haftigkeit dieser Verfestigung liegen bisher 20 Jahre gute Erfahrung vor. Bei der Applizierung hoher Dosen, die eine Bestrahlungszeit für das Glas von 10 000 Jahren simuliert, konnte keine Schädigung festgestellt werden. Man muß sich aber im klaren sein, daß man nicht alle Eventualitäten simulieren kann. Hier erscheint ein Risikovergleich mit anderen Gefährdungen des täglichen Lebens angebracht, um die Forschungsanforderungen in einem sinnvollen Rahmen zu halten.

Juristische Schwierigkeiten: Die Beseitigung radioaktiver Abfälle ist in der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1976 durch die 4. Novelle zum Atomgesetz und durch die Strahlenschutzverordnung rechtlich neu geregelt worden. Bei der Auslegung und Anwendung der neuen Vorschriften haben sich in der Praxis Schwierigkeiten und Unklarheiten insbesondere hinsichtlich der Frage ergeben, welche radioaktiven Abfälle einer wegen ihres Gefährdungspotentials erforderlichen atom- und strahlenschutzrechtlichen Sonderbehandlung unterliegen und welche Abfälle nach geltendem Recht wie gewöhnliche Abfälle behandelt werden können. Eine bessere und widerspruchsfreie Regelung der Freigrenzen ist dringend geboten, um Rechtsunsicherheiten abzubauen.

Schweizer Lösungen: In der Schweiz werden Abfälle, die Radionuklide mit einer Halbwertszeit < 60 d enthalten, zum Abklingen gelagert. Eine Ablieferungspflicht besteht nicht.

Wenn die Aktivität von α-strahlenden Abfällen <20 pCi/g und die der β-strahlenden Abfälle <2 nCi/g beträgt, können diese wie gewöhnliche Abfälle behandelt werden. Abfälle, die Nuklide mit einer Halbwertszeit >60 d enthalten, werden speziell sortiert und unter Berücksichtigung der Nuklideigenschaften verfestigt und isoliert. Die Schweiz versenkt ihre niedrigaktiven Abfälle im Nordatlantik in dem Versenkungsgebiet der NEA.

Normung: Hinsichtlich der Normung kerntechnischer Verfahren wurde festgestellt, daß die Kennzeichnung von Brennelementen und Fragen der Kritikalitätssicherheit bereits geregelt sind. Die Normung zur Klassifizierung von radioaktiven Abfällen, die Lagerung von unbestrahlten Kernbrennstoffen, Lagerbecken und Komponenten für Lagerbeckenhäuser usw. sind noch in den Stadien der Vorbereitung.

- - -

2. Sitzung

Anfall, Behandlung und Zwischenlagerung - Teil 1

H. Sorantin

Im ersten Vortrag wiesen Herr Knieper u.a. auf die Vielfalt der in der Kernforschungsanlage Jülich anfallenden radioaktiven Abfallstoffe hin, die zunächst eine Sortierung nötig machen. In

weiterer Folge mußte zur Konditionierung von speziellen Abfällen wie von sauren Abfallösungen erst ein Verfahren mit Gips und Bimsstein entwickelt werden.

Ein weiteres Problem stellte sich beim Betrieb des Beschleunigers ein, wobei Tritium in die Luft, in das Pumpenöl und in das Kühlwasser freigesetzt wurde. Als beste Beseitigung erwies sich die Verbrennung des Tritiums an erhitzten Kupferoxidkontakten zu Wasser und dessen anschließende Fixierung in Beton oder die Adsorption an einem Molekularsieb, welches nach Einschluß in Alupatronen und Ummantelung mit einer Stahlhülse sicher transportiert und gelagert werden konnte.

Das Thema der Tritiumbeseitigung wurde später nochmals von Herrn Lorscheider aufgegriffen und darauf hingewiesen, daß Tritium sowohl aus Beton als auch aus tritiierten Kunststoffen herausdiffundiert, so daß zum sicheren Einschluß weitere Barrieren notwendig sind. Versuche zeigten, daß Tritium in Form von Metalltritiden wesentlich fester gebunden wird und dazu besonders Aluminium sowie Chrom-Eisen-Legierungen sehr gut geeignet sind, da diese Metalle oxidhaltige Sperrschichten ausbilden.

Über die Erfahrungen bei der Beseitigung von radioaktiven Abfällen aus den Schweizer Kernforschungszentren referierte anschließend Herr Brunner. Im EIR wird zunächst in abgeschirmten Handschuhkästen eine Vorsortierung vorgenommen und das Volumen der Abfallprodukte später durch Verpressen oder durch Verbrennen reduziert und die Rückstände wie auch andere Abfälle in Fässer einbetoniert und zur Meeresversenkung bereitgestellt.

Die Strahlenbelastung des Bedienungspersonals ergab sich dabei hauptsächlich durch die vielen, auf Grund der Raumnot notwendigen Umlagerungen, während die eigentliche Konditionierung nur einen kleinen Beitrag zur Gesamtbelastung lieferte. Interessant waren auch die Beobachtungen, daß von der Verbrennungsanlage Polonium-210 freigesetzt wurde und erst später als Ursache der Gehalt von Filter- und Ofenmaterialien an Radiumfolgeprodukten erkannt wurde.

Anschließend wurde von Herrn Aeppli der Austritt von Wasser aus Fässern mit konditionierendem Abfall behandelt und als Ursache die Einbetonierung von laugehaltigen Abfällen angegeben.

In Fortsetzung wurde von Herrn Rodenbäck eine mit Hilfe von Szintillationszählern arbeitende Kontrollanlage zum Nachweis von radioaktiven Stoffen in konventionellen Müll beschrieben, die es gestattet, Gammastrahlen emittierende Radionuklide und solche, die in den Eisenfässern Bremsstrahlungen erzeugen, bis in die Größenordnung der Nachweisgrenzen festzustellen.

Frischauf u.a. beschäftigten sich dann mit der sehr komplexen Zusammensetzung von radioaktiven Abfällen aus Spitälern. Die Autoren plädierten für eine Klassifikation nach Halbwertszeiten, wobei sich eine Gruppe mit Halbwertszeiten von kleiner als 1 Tag, eine zweite von 8 Tagen und eine dritte von 60 Tagen definieren und schlagen als geeignete Maßnahmen für die

erste Gruppe ein Abklingen am Arbeitsplatz vor, während die zweite Gruppe, die insbesondere J-131 aus Diagnostik und Therapiestationen umfaßt, in Abklingbehältern aufbewahrt und die dritte Gruppe zweckmäßigerweise aus dem Krankenhaus abtransportiert und einer Sammelstelle übergeben werden sollte.

Der folgende Vortrag von Herrn Böddicker beschäftigte sich mit der natürlichen Radioaktivität von Rohstoffen, die sich im Zuge der Veredelung in einigen Produkten ansammeln kann. Als besonders signifikante Beispiele gelten hier die Anreicherung von natürlichen Radionukliden in der Hochofenschlacke, im Chemiegips, im Rotschlamm und in Kohlenaschen. Diese Stoffe zeigen sehr oft eine so hohe Radioaktivität, daß diese die Freigrenzen überschreitet und in Absprache mit den zuständigen Genehmigungsbehörden nach geeigneten Verfahren beseitigt oder gelagert werden müssen.

Ein weiterer Beitrag von Herrn Platthaus beschäftigte sich dann mit der Diskussion von Formeln zur Berechnung der Beta-Oberflächendosis und den Abschluß bildete ein von Herrn Tamberg vorgebrachter Vorschlag zur Neufassung einer Norm, die zur Feststellung der Dekontaminierbarkeit von Oberflächenbeschichtungsmitteln dienen soll. Dabei wird das alte Eintrocknungsverfahren durch ein einstündiges Benetzungsverfahren ersetzt, wobei zur Beladung nur Kobalt-60 und Caesium-137 als typische Radionuklide herangezogen werden. Die Ablösung erfolgt durch Tauchen in Dekontaminationslösungen und der durch diese Bestimmung ermittelte Dekontaminationsfaktor dient weiterhin als Beurteilungskriterium. In der Diskussion wurde diese Methode als Verbesserung akzeptiert, aber angeführt, daß ihr praktischer Wert umstritten sei.

- - -

3. Sitzung

Anfall, Behandlung und Zwischenlagerung - Teil 2

K. Goebel

In Fortführung des Themenkreises "Anfall, Behandlung und Zwischenlagerung", der bereits in der Mittwoch-Nachmittagsitzung behandelt wurde, war der 3. Sitzungstag dem Strahlenschutz bei Lagerung, Konditionierung und Handhabung des radioaktiven Abfalles sowie dem Problemkreis Zwischenlagerung - Endlagerung in einem Salzstock gewidmet.

Sehr anschaulich behandelte der erste Vortrag die Abfallbeseitigung in Doodeward, die mit der Erfahrung fortschreitende Verbesserung der Anlagen in bezug auf die Strahlenbelastung des Personals wie auch der Vermeidung von Kontamination. Optimisierung verlangt die stetige Verbesserung in kleinen Schritten und kein Maximalkonzept ohne ausreichende operative Erfahrung. Eindrucksvoll belegte Herr Palmowski die These, daß die größte

Schutzwirkung bei Arbeiten in heißen Zonen in einer detaillierten Arbeitsplanung mit den eingesetzten Gruppen und einer vollständigen Belehrung aller Beteiligten über Schutzmittel und Schutzmaßnahmen besteht. Der Erfolg konnte an den relativ geringen Kollektivdosen bei Arbeiten in sehr heißen Bereichen in Karlsruhe und Mol belegt werden. Die Strahlenbelastung des Personals bei der Abfallbehandlung im Kernforschungszentrum Karlsruhe zeigt die Bedeutung von "Gruppendosen" für gezielte Maßnahmen zur Verbesserung der Anlagen und Arbeitsmethoden. Der hohe Anteil der Fremdfirmen an der Gesamtdosisbelastung beweist, daß auch bei der Abfallbehandlung andere als Routinearbeiten das größte "Dosecommitment" bedingen. Die sehr umfangreiche Untersuchung von Keller u.a. zeigte die geringe Belastung der Bevölkerung im Bereich des Klinikums Homburg auch bei sehr pessimistischen Annahmen über die Expositionspfade. Filtrierung der Abluft wird für die Therapieeinrichtungen für notwendig gehalten.

Den zweiten Teil der Morgensitzung beherrschten Berichte, Film und Diskussion über Lagerung radioaktiver Abfälle im Salzstock des Bergwerks "Asse". Nachdem der Vortrag von Herrn Stippler und der anschließende Film die Vorteile einer Endlagerung im Salz so eindrucksvoll dargelegt hatten, war es sehr beunruhigend zu hören, in welchem Maße die nun in Aussicht genommene "rückholbare" Lagerung von Abfällen die Dosis der Mitarbeiter der Asse erhöhen wird. Die Enttäuschung erreichte ihren Höhepunkt, als Dr. Breest in der Diskussion die neueste Entwicklung schilderte, wonach es im Augenblick fraglich ist, ob die Asse überhaupt noch als Zwischenlager in Frage kommt. Es konnte keinen Trost bringen, als A. Hoschützky im letzten Vortrag des Morgens die Situation der Landessammelstellen in der Bundesrepublik Deutschland schilderte. Diese konnten bis Ende 1978 regelmäßig das Angesammelte an die Asse abliefern, wobei der große Anteil der KfK auffällt. Die Aufnahmekapazität der Landessammelstellen ist auf etwa 2 Jahre begrenzt, was den Vortragenden veranlaßte, von einer kritischen Situation zu sprechen, soweit es nicht gelingt, einen geregelten Abfluß der gesammelten Abfälle zu bewerkstelligen. Die Landessammelstellen sind weder vom technischen noch vom politischen Gesichtspunkt in der Lage, als Endlagerstellen einzuspringen. Eine technisch gute und vom Strahlenschutz optimale Lösung für die Endlagerung von radioaktiven Abfällen scheint durch politischen Einfluß und Mißverständnisse verbaut zu sein, das wenigstens war der Eindruck, den man aus den Diskussionen gewinnen konnte.

- - -

4. Sitzung

Beseitigung und Endlagerung

L.F. Franzen

Da der Sitzungsleiter der letzten, dem Fachthema "Radioaktive Abfälle" gewidmeten Sitzung wegen anderer Verpflichtungen be-

reits abreisen mußte, will ich im folgenden versuchen, die versprochene Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse zu liefern. Sie erinnern sich, die Sitzung begann mit einer detaillierten Behandlung der Meeresversenkung endkonditionierter radioaktiver Abfälle. Die beiden Vorträge von R.W. Sanderse und R. Christ ergänzten sich hervorragend, indem einmal mehr die Strahlenschutzaspekte der damit verbundenen Arbeitsgänge, das andere Mal mehr die technische Abwicklung im Vordergrund standen. Der Gesamteindruck war, daß die angewandten Verfahren beherrscht werden und die Strahlenbelastung des damit beschäftigten Personals gering ist. Mit dem Beitrag von Y. Nishiwaki, der auf die IAEA-Definitionen und Empfehlungen im Zusammenhang mit der Londoner Konvention einging, wurde eine Diskussionsrunde eröffnet, die auch die Beiträge von R. Andersen und W. Feldt einschloß. Ging es zunächst um die Grenzziehung zwischen den radioaktiven Abfällen, die unter keinen Umständen ins Meer versenkt werden dürfen, wurde anschließend darüber diskutiert, was dann überhaupt zugelassen werden kann. Die verwandten zurückhaltenden Formulierungen machten deutlich, wie wenig diese Empfehlungen als Ermunterung zu vermehrter Abfallbeseitigung durch Meeresversenkung interpretiert werden dürfen. Diese Grundhaltung, die sich in den übrigen Ausführungen noch verstärkten, signalisiert unsere unzureichenden Kenntnisse über die nach der Versenkung sich abspielenden Vorgänge, so daß den das weitere Schicksal der Radionuklide beschreibenden Modellen und Parametern Zurückhaltung entgegengebracht wurde. Andererseits wurde die Notwendigkeit ergänzender Forschungs- und Entwicklungsarbeiten erkannt. In diesem Zusammenhang war eine interessante Ergänzung die Darstellung des gegenwärtigen Seabed Disposal Programs, das ja nicht mit der Meeresversenkung verwechselt werden darf, sondern eine mögliche Alternative zur Endlagerung radioaktiver Abfälle auf dem Land darstellt. Allerdings stehen wir hier noch in der Phase der "Feasibility Study", doch sollte das keineswegs einer Verfolgung der weiteren Arbeiten abträglich sein. Die von Breest in Aussicht gestellte Überprüfung einer deutschen Beteiligung an den meeresbiologischen Arbeiten verdient besondere Erwähnung.

Nach diesem ausgedehnten Ausflug auf das hohe Meer kehrten wir wieder auf das feste Land zurück. Die Übersicht über die in den vergangenen 16 Jahren in der Schweiz angefallenen konditionierten und beseitigten radioaktiven Abfälle aus Industrie, Forschung und Medizin zeigte nochmals, wie - mit der Endstation Meeresversenkung - dies alles eine Routineangelegenheit geworden ist. Schließlich kamen Fragen des Strahlenschutzes, die im Zusammenhang mit den Endlagerungsanlagen des Bundes stehen, zur Sprache. Im Mittelpunkt standen die Anlagen zur Aufbewahrung des auf Stahlflaschen gezogenen Kryptons und der Glasblöcke, die erst nach abgeschlossener Wärmefreisetzung in das Endlager verbracht werden sollen. Hier schien die Diskussion der optimalen Strahlenschutzlösung noch nicht zu Ende zu sein, etwa an der Frage Lagerung von Krypton (berufliche Strahlenbelastung, Störfallgefahren) gegenüber kontrollierter Ableitungen abzulesen. Im Zusammenhang mit der technischen Ausrüstung des Endlagers wurden die noch zu lösenden Aufgaben besonders herausgestellt, nichtsdestoweniger ist die sicherheitstechnische Realisierbarkeit gewährleistet.