ISSN 1013-4506 FS-05-139-T

Fachverband für Strahlenschutz e.V.

Mitgliedsgesellschaft der International Radiation Protection Association (IRPA) für die Bundesrepublik Deutschland und die Schweiz

Publikationsreihe FORTSCHRITTE IM STRAHLENSCHUTZ

Publication Series PROGRESS IN RADIATION PROTECTION

STRAHLENSCHUTZ-ASPEKTE BEI DER ENTSORGUNG RADIOAKTIVER STOFFE

37. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V.

5. Gemeinsame Jahrestagung mit dem Österreichischen Verband für Strahlenschutz

Basel, 20. bis 23. September 2005

Bandherausgeber:
Andreas Zuberbühler
Martin Baggenstos
Norbert Zoubek
Albin Janett

STRAHLENSCHUTZ-ASPEKTE BEI DER ENTSORGUNG RADIOAKTIVER STOFFE

37. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V.

5. Gemeinsame Jahrestagung mit dem Österreichischen Verband für Strahlenschutz

ISSN 1013-4506 FS-05-139-T

Fachverband für Strahlenschutz e.V.

Mitgliedsgesellschaft der International Radiation Protection Association (IRPA) für die Bundesrepublik Deutschland und die Schweiz

Publikationsreihe FORTSCHRITTE IM STRAHLENSCHUTZ

Publication Series PROGRESS IN RADIATION PROTECTION

STRAHLENSCHUTZ-ASPEKTE BEI DER ENTSORGUNG RADIOAKTIVER STOFFE

37. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V.

5. Gemeinsame Jahrestagung mit dem Österreichischen Verband für Strahlenschutz

Basel, 20. bis 23. September 2005

Bandherausgeber:
Andreas Zuberbühler
Martin Baggenstos
Norbert Zoubek
Albin Janett

Bibliografische Information Der Deutschen Bibliothek

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über http://dnb.ddb.de abrufbar.

Gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Papier.

ISSN 1013-4506
ISBN 3-8249-0961-8
© by TÜV-Verlag GmbH, TÜV Rheinland Group, Köln 2005
Gesamtherstellung: TÜV-Verlag GmbH, Köln
Printed in Germany 2005

Fachverband für Strahlenschutz e.V.
37. Jahrestagung, Basel, 20. – 23. September 2005

Schirmherrschaft

Bundesamt für Gesundheit
Dr. Werner Zeller — Bern

Tagungspräsident

Prof. Dr. Andreas Zuberbühler — Universität, Basel

Programmkomitee

Norbert Zoubek (Vorsitzender)	sanofi-aventis, Frankfurt a.M.
Thomas Flüeler	Umweltrecherchen & -gutachten, Hausen
Reinhart Giessing	früher: Ministerium für Arbeit, Soziales & Gesundheit des Landes Sachsen-Anhalt, Magdeburg (im Ruhestand)
Albin Janett	Paul Scherrer Institut, Villigen
Heinz Kröger	TÜV NORD EnSys, Hannover
Hartmut Schulze	DBE, Morsleben
Ferdinand Steger	Österr. Forschungszentrum, Seibersdorf
Manfred Tschurlovits	Atominstitut der Österr. Universitäten, Wien
Andreas Zuberbühler	Universität, Basel

Organisationskomitee

Albin Janett (Vorsitzender)	Paul Scherrer Institut, Villigen
Martin Baggenstos	HSK, Villigen
Hans-Frieder Beer	Paul Scherrer Institut, Villigen
Peter Berlepsch	F. Hoffmann-La Roche AG, Basel
Liselotte Siegfried (Tagungssekretariat)	Universität, Basel
Martina Stratmann	Paul Scherrer Institut, Villigen
Rolf Stürm	SafPro, Basel
Andreas Zuberbühler	Universität, Basel

Ausstellende Firmen

AEA Technology QSA GmbH
Gieselweg 1
D-38110 Braunschweig
Tel. +49 (0)5307 93 20
Fax. +49 (0)5307 93 22 93
Internet www.aeat.com
Email christina.handke@de.aeat.com

AMETEK GmbH
Advanced Measurement Technology Division
Rudolf-Diesel-Strasse 16
D-40670 Meerbusch-Osterath
Tel. +49 (0)2159 91 36 42
Fax. +49 (0)2159 91 36 64 2
Internet www.ametek.de
Email info@ametek.de

Automess GmbH
Daimlerstrasse 27
D-68526 Ladenburg
Tel. +49 (0)6203 95 03 00
Fax. +49 (0)6203 95 03 29
Internet www.automess.de
Email info@automess.de

Berthold Technologies GmbH & Co. KG
Calmbacher Strasse 22
D-75323 Bad Wildbad
Tel. +49 (0)7081 17 70
Fax. +49 (0)7081 17 71 00
Internet www.bertholdtech.com
Email info@BertholdTech.com

Buchen UmweltService GmbH
Emdener Strasse 278
D-50735 Köln
Tel. +49 (0)2217 17 70
Fax: +49 (0)2217 17 71 10
Internet www.buchen.net
E-Mail koeln@buchen.net

Canberra Eurisys GmbH
Walter-Flex-Strasse 66
D-65428 Rüsselsheim
Tel. +49 (0)6142 73 82 0
Fax +49 (0)6142 83 62 88
Internet www.canberra.com
Email gmbh@canberra.com

FCI Frenzel Consulting & Instruments
Dr. Eberhard Frenzel
Steinweg 12 / 1
D-75334 Straubenhardt
Tel. +49 (0)7082 94 82 90
Fax. +49 (0)7082 94 82 91
Internet www.fci-frenzel.de
E-Mail Eberhard.Frenzel@aol.com

ENS Nuklear Services GmbH
Gewerbering 1
D-96679 Ellgau
Tel. +49 (0)8273 99 72 91
Fax. +49 (0)8273 99 72 92
Internet www.u1st.com
Email ensgmbh@u1st.com

FST Freiberger Sensortechnik GbR
FST Aussenstelle
Am Stocker 12 B
D-83661 Lenggries
Tel. +49 (0)8042 50 14 86
Fax. +49 (0)8042 50 14 87
Internet www.fst-sensortechnik.com
Email fst.hoffmann@t-online.de

GNS Gesellschaft für Nuklear-Service mbH
Hollestrasse 7A
D-45127 Essen
Tel. +49 (0)2011 09 12 0
Fax. +49 (0)2011 09 11 00
Internet www.gns.de
Email info@gns.de

IQS AG
Untere Brühlstrasse 21
CH-4800 Zofingen
Tel. +41 (0)62 745 10 45
Fax. +41 (0)62 745 10 55
Internet www.iqs.ch
Email info@iqs.ch

NucTecSolutions
Salzstrasse 8
D-82194 Gröbenzell
Tel. +49 (0)8142 52 67 9
Fax. +49 (0)8983 42 61 5
Internet www.nuctecsolutions.com
Email m.rathgeber@nuctecsolutions.com

Pedi AG
Köllikerstrasse 17
CH-5036 Oberentfelden
Tel. +41 (0)62 737 72 80
Fax. +41 (0)62 737 72 98
Internet www.pedi.ch
Email info@pedi.ch

Raditec AG
Picardiestrasse 3
CH-5040 Schöftland
Tel. +41 (0)62 721 22 81
Fax. +41 (0)62 721 51 70
Internet www.raditec.ch
Email info@raditec.ch

Rados Technology GmbH
Ruhrstrasse 49
D-22761 Hamburg
Tel. +49 (0)4085 19 30
Fax. +49 (0)4085 19 32 56
Internet www.rados.fi

SARAD Environmental Instruments
Wiesbadener Strasse 10-20
D-01159 Dresden
Tel. +49 (0)3516 58 07 12
Fax. +49 (0)3516 58 07 18
Internet www.sarad.de
Email info@sarad.de

Studsvik®
Sina Industrieservice GmbH & Co. KG
Karlsruher Strasse 20
D-75179 Pforzheim
Tel. +49 (0)7231 58 69 501
Fax. +49 (0)7231 58 69 502
Internet www.sina.de
Email info@sina.de

Thermo Electron GmbH
Frauenauracher Strasse 96
D-91056 Erlangen
Tel. +49 (0)9131 90 90
Fax. +49 (0)9131 90 94 75
Internet www.thermo.com

TRACERLAB GmbH
Umwelt und Strahlenschutzgeräte
Aachener Strasse 1354
D-50859 Köln
Tel. +49 (0)2234 94 23 97
Fax. +49 (0)2234 94 23 98
Internet www.tracerlab.de
Email asktracerlab@tracerlab.com

TÜV Industrie Service GmbH
TÜV SÜD Gruppe
Westendstrasse 199
D-80686 München
Tel. +49 (0)8957 91 21 54
Fax. +49 (0)8957 91 12 89
Internet www.tuev-sued.de/industrieleistungen/
Email info@tuev-sued.de

Für die grosszügige Unterstützung der Tagung danken wir:

NOVARTIS	**Novartis International AG** Novartis Communication WSJ-200.356 Postfach CH-4002 Basel
e·on Kernkraft	**E.ON Kernkraft GmbH** Zentrale Unternehmenskommunikation Tresckowstrasse 5 D-30457 Hannover
axpo gibt Energie.	**Axpo Holding AG** Corporate Communications Zollstrasse 62 CH-8023 Zürich
suvaPro Sicher arbeiten	**Suva** Marketing Fluhmattstrasse 1 CH-6002 Luzern
swissnuclear Fachgruppe Kernenergie der swisselectric	**Swissnuclear** Kommunikation Postfach 1663 CH-4601 Olten
AREVA	**Areva** **Framatome ANP GmbH** Unternehmenskommunikation Freyeslebenstrasse 1 D-91058 Erlangen

und für die gute Zusammenarbeit:

PAUL SCHERRER INSTITUT PSI

UNI BASEL

HSK

VORWORT
DES TAGUNGSPRÄSIDENTEN

Die 37. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz findet vom 20. bis 23. September 2005 in Räumen der Messe Basel statt. Bereits zur lieben und fruchtbaren Gewohnheit geworden sind die engen Kontakte mit dem Österreichischen Verband für Strahlenschutz, es handelt sich bereits um die 5. gemeinsame Jahrestagung.

Strahlenschutzaspekte bei der Entsorgung radioaktiver Abfälle werden in der Bevölkerung primär im Zusammenhang mit dem Standort und der Langzeitsicherheit von entsprechenden Endlagern thematisiert. Diese Frage ist zweifellos wichtig, aber keineswegs die einzige, die es zu beachten gibt.

Neben hypothetischen Strahlendosen nach zehn- oder hunderttausend Jahren gilt es, im Rahmen des technisch und finanziell sinnvoll Erreichbaren (ALARA) die sehr real während des ganzen Entsorgungsprozesses anfallenden Belastungen zu minimieren.

Die technisch beste Option ist nicht immer offensichtlich. Z. B. kann Zuwarten mit der Entsorgung bis zum weitgehenden Abklingen kurzlebiger Isotope höchstens dann eine geeignete Lösung sein, wenn nicht unterdessen wichtige Anlagenkenntnisse verloren gehen und damit eine spätere Arbeit erschweren.

Eine rein technische Betrachtung der Entsorgungsaufgaben würde zu kurz greifen und wäre letztlich nicht zielführend. Einerseits ist es die Verpflichtung der nutzniessenden Generation auch die entsprechenden Lasten der Entsorgung zu tragen, andererseits hilft auch ein technisch ausgereiftes Entsorgungskonzept wenig bis nichts, wenn es nicht gelingt, das Vertrauen der Bevölkerung für seine Umsetzung zu gewinnen.

Für die Schweiz mit ihren direkt-demokratischen Entscheidungsmechanismen mag obige Aussage trivial sein. es ist aber meine feste Überzeugung, dass jede demokratische Gesellschaft gut beraten ist, einvernehmliche Lösungen zu suchen und nicht einfach abgehoben über die Köpfe der Bevölkerung zu regieren.

Zumindest in Fachkreisen, aber auch im Dialog mit der Öffentlichkeit ist zu vermeiden, die Entsorgungsdebatte auf die geologische Endlagerung von Abfällen aus den Kernkraftwerken zu beschränken. Grosse Mengen- wenn auch in der Regel von geringerer Aktivität- entstehen laufend in Medizin, Industrie und Forschung (MIF) und viele der entsprechenden Institutionen verfügen über keine oder nur geringe Möglichkeiten zur Zwischenlagerung, Erfassung, Abtransport, Konditionierung und Einbringen in ein zentrales Zwischenlager gehören in diesem Bereich zum täglichen Geschäft.

Die Tagung richtet sich an alle Fachleute, die sich im Betrieb, in der Verwaltung und in der Forschung mit Strahlenschutzaspekten bei der Entsorgung radioaktiver Abfälle befassen.

Die eigentliche Fachtagung umfasst Vorträge und Poster zu fünf Blöcken mit folgenden übergeordneten Themen, jeweils eingeleitet durch einen geladenen Gastreferenten:
- Schutzkonzepte für Mensch und Umwelt
- Behandlung, Freigabe und Beförderung
- Internationale und nationale Regelwerke
- Entwicklungsstand im Entsorgungsbereich
- Gesellschaftliche Aspekte

Für einige von Ihnen bedeutet die Zeit vom 20. – 23. September nicht nur eine interessante Tagung sondern auch harte Arbeit: Durch den angebotenen Refresher-Kurs nützen Sie die Gelegenheit zur offiziellen Aktualisierung der Fachkunde im Strahlenschutzbereich.

Entsorgung unter Berücksichtigung der Strahlenschutzaspekte ist nicht nur eine gesellschaftliche Verpflichtung sondern auch eine industriell-technische Aufgabe: Über ein Dutzend Firmen werden während der ganzen Tagung mit einem Ausstellungsstand präsent sein und gerne mit den Teilnehmern konkrete Fragen diskutieren.

Die Tagung wird abgerundet durch einen Ausflug in das Fels-Labor des Mont Terri. Alleine das in nächster Nähe gelegene Städtchen St-Ursanne ist die entsprechende Reise wert. Im Felslabor Mont Terri ist der für ein schweizerisches Endlager der hochaktiven Abfälle im Vordergrund stehende Opalinuston hautnah und beeindruckend zu besichtigen.

Ich benütze die Gelegenheit, Ihnen eine bereichernde Tagung zu wünschen und speziell allen zu danken die durch ihre unermüdliche und unverzichtbare Hilfe die Durchführung dieses Anlasses erst ermöglichten.

Basel, im Juli 2005

Prof. Dr. Andreas Zuberbühler
Tagungspräsident

GRUSSBOTSCHAFT DES BUNDESAMTES FÜR GESUNDHEIT

Sehr geehrter Herr Präsident des Fachverbandes
Sehr geehrter Herr Tagungspräsident
Sehr geehrte Damen und Herren

Ich freue mich ausserordentlich, dass ich Ihnen die besten Wünsche und Grüsse des Vorstehers des Eidgenössischen Departements des Innern und des Direktors des Bundesamtes für Gesundheit überbringen kann.

Aus der Sicht der öffentlichen Gesundheit ist die Beachtung des Strahlenschutzes bei der Entsorgung radioaktiver Abfälle ein wichtiger Aspekt und gehört zu unserer Politik der nachhaltigen Entwicklung.

Unsere Gesellschaft hat zur Nutzung von radioaktiven Stoffen zur Stromerzeugung und zur Anwendung in der Medizin, Industrie und Forschung ja gesagt; zu diesem Ja gehört auch ein Ja zur sicheren schrittweisen Entsorgung.

Nach Schweizerischer Strahlenschutzgesetzgebung sind radioaktive Abfälle radioaktive Stoffe, die nicht weiterverwendet werden. Nach der Nutzung sollen die radioaktiven Stoffe als Abfälle sachgerecht getrennt, behandelt, konditioniert und zunächst zwischengelagert werden. Von einer echten Entsorgung sprechen wir erst, wenn die Abfälle in ein geologisches Tiefenlager verbracht worden sind.

Vom Standpunkt des Strahlenschutzes her ist es besonders wichtig, den ganzen Lebensweg einer radioaktiven Strahlenquelle zu betrachten - von der Produktion bis zum Einbringen in ein Endlager resp. in ein geologisches Tiefenlager. Ein guter Strahlenschutz fängt also ganz früh an, er beginnt bei der Frage der Rechtfertigung der

Anwendung und bei der Suche nach Alternativen und Optionen, die gesamthaft für Mensch und Umwelt eine optimale Lösung darstellen.

Radioaktive Abfälle sollen so behandelt und konditioniert werden, dass die Sicherheit von Mensch und Umwelt zu jeder Zeit gewährleistet ist und dass sie für kommende Generationen eine möglichst kleine Bürde darstellen. Gleichzeitig soll die Entscheidungsfreiheit künftiger Generationen im Hinblick auf eine definitive Entsorgung möglichst nicht eingeschränkt werden. Dies sind manchmal widersprüchliche Forderungen, welche nicht immer erreichbar sind und eine sorgfältige Abwägung zwischen Sicherheit und Reversibilität bedingen.
Nach wie vor wollen wir in der Schweiz die Politik verfolgen, dass die Abfälle möglichst rasch in endlagerfähige Gebinde eingeschlossen und in sicheren Zwischenlagern gestapelt werden. Die Realisierung von geologischen Tiefenlagern soll in transparenten Verfahren möglichst rasch vorangetrieben werden.

Unsere Gesetzgebung verlangt auch, mit radioaktiven Stoffen so umzugehen, dass möglichst wenig radioaktive Abfälle entstehen. Dies führt dazu, dass radioaktive Abfälle soweit wie möglich in aktive und inaktive Teile getrennt werden sollen. Es bedeutet auch, dass kurzlebige Abfälle unter kontrollierten Bedingungen zu lagern sind, bis sie aufgrund des radioaktiven Zerfalls aus dem Geltungsbereich der Strahlenschutzgesetzgebung fallen. Ebenso gehören Nachnutzung, Weiterverwendung, Freimessung und Rezyklierung von Material zu dieser Politik.

Nach vielen Jahren der Produktion und Nutzung von radioaktiven Strahlenquellen verfügen wir in den meisten Ländern noch über keine konkreten Endlager für radioaktive Abfälle. In der Schweiz liegt der Entsorgungsnachweis auf dem Tisch. Nach dem Entsorgungsnachweis soll nun auch der Tatbeweis für eine sichere Entsorgung der radioaktiven Abfälle erbracht werden! Ich bin überzeugt, dass diese Tagung dazu beitragen wird.

In diesem Sinne wünsche ich Ihnen für den Verlauf der Tagung viel Erfolg, anregende Diskussionen und Gelegenheit zu menschlichen Kontakten.

Bern, im Juli 2005

Dr. Werner Zeller
Leiter der Abteilung Strahlenschutz
Bundesamt für Gesundheit

VORWORT DES PRÄSIDENTEN DES FACHVERBANDES FÜR STRAHLENSCHUTZ

Sehr geehrte Damen und Herren

Die 37. Jahrestagung des FS (welcher 1966 gegründet wurde) ist auch zugleich die 5. gemeinsame Jahrestagung mit dem ÖVS. Ich darf die Strahlenschutzgemeinde der drei Länder D – A – CH in Basel recht herzlich willkommen heissen.
Das Thema Entsorgung ist ja nicht neu, aber weiterhin sehr aktuell. Bereits die 20. Jahrestagung des FS fand in Basel 1987 statt und war dem Thema Entsorgung gewidmet.. Damals waren Themen wie Verarbeitung und Konditionierung von Abfällen; Stilllegung sowie Zwischen- und Endlagerung im Vordergrund.
Die diesjährige Tagung widmet sich den Strahlenschutzaspekten für Mensch und Umwelt bei der Entsorgung, wobei Schutzkonzepte, Entwicklungsstand im Entsorgungsbereich, aber auch gesellschaftliche Aspekte einen breiten Raum einnehmen.
Es scheint mir besonders wichtig, dass dem gesellschaftlichen Aspekt hier eine besondere Bedeutung zugemessen wird, denn die Entsorgungsfrage ist heute nicht zuletzt eine Frage der gesellschaftlichen Akzeptanz.
Ich danke den Organisatoren mit dem Tagungspräsidenten Prof. Dr. A.Zuberbühler, dem Programmkomitee unter Leitung von Dr. N. Zoubek und dem OK unter Leitung von Dr. A. Janett für die Planung und Durchführung dieser Jahrestagung ganz herzlich und wünsche uns allen eine interessante Tagung an der auch Zeit bleibt für persönliche Kontakte und Gespräche.

M. Baggenstos

Martin Baggenstos

BEGRÜSSUNG IM NAMEN DES REGIERUNGSRATS BASEL-STADT

Geschätzter Verbandspräsident
Geschätzter Tagungspräsident
Geschätzte Damen und Herren

Die Regierung Basel-Stadt heisst Sie und den Fachverband für Strahlenschutz ganz herzlich willkommen in unserem Stadtkanton!
Der Strahlenschutz hat in Basel einen besonderen, hohen Stellenwert: Nukleare Anwendung in der Forschung hat in unserer Region eine lange Tradition:

- Die Basler Industrie, insbesondere die Pharmaforschung, stützt sich weiterhin auf den Einsatz von Radionukliden ab: Rund 98 % der in der schweizerischen Forschung eingesetzten Aktivität der offenen Radionuklide Tritium und ^{14}C entfallen auf Basel.
- Die nukleare Medizin im Universitätsspital ist ihrerseits federführend in der Therapie mit offenen Radioquellen.
- Im physikalischen Institut wird ein Versuchsreaktor für Forschungs- und Ausbildungszwecke betrieben. Dieser Schwimmbadreaktor bietet zudem eine einmalige Gelegenheit, mittels Neutronenaktivierungsanalyse eine originelle, einzigartige und sehr zuverlässige Elementbestimmung durchzuführen.

Entsprechend allen diesen Tätigkeiten sind die Fachkompetenzen im Strahlenschutz in der Region Basel sehr hoch und auch deshalb dürfen sich die Mitglieder des Fachverbandes für Strahlenschutz bei uns wohl fühlen.

Die Basler Bevölkerung andererseits steht der Kernenergie sehr kritisch gegenüber. Die Regierungen beider Basler Kantone sind gesetzlich bzw. verfassungsmässig verpflichtet, sich mit allen rechtlichen und politischen Mitteln gegen den Bau von Atomanlagen in der Nachbarschaft zu wehren. Dementsprechend verfolgt unser Kanton eine sehr aktive und innovative Energiepolitik mit Pionier-Charakter im Bereich alternativer Energiequellen und zur Förderung einer effizienten Stromnutzung. Erlauben Sie mir kurz einige Beispiele dazu aufzuführen:

Lenkungsabgabe auf Strom/Stromspar-Fonds:
Seit dem 1. April 1999 ist ein neues kantonales Energiegesetz in Kraft, welches erstmals in der Schweiz eine Lenkungsabgabe auf Strom einführt. Aus den Erträgen der Lenkungsabgabe werden jährlich ein Haushalts-Bonus an die Basler Haushalte und ein Arbeitsplatz-Bonus an die Betriebe ausbezahlt.

- **Sonnenenergie:**
  Im November 2003 wurde das Programm "1'000 Solardächer für die Nordwestschweiz" lanciert. Der Kanton Basel-Stadt fördert den Bau einer Solaranlage mit über 40 % Kostenbeteiligung. Bereits über 120 Anlagen wurden realisiert.

- **Deep Heat Mining**:
  Bis 2009 soll in Basel ein Geothermie-Heizkraftwerk gebaut werden, das Strom und Wärme für rund 5'000 Haushalte liefert. Die Geothermie verspricht eine nachhaltige und CO_2-freie Energiegewinnung mit einem riesigen Energiepotential.

Unabhängig davon, ob die Vision *Energie ohne Kernanlagen* realisiert wird oder nicht, müssen Lösungen für die Entsorgung der anstehenden Abfälle aus KKW, aus Forschung und Industrie gefunden werden. Es sei dahin gestellt, ob die Kernenergie dadurch von der kritischen Bevölkerung besser akzeptiert wird. Klar ist aber, dass weiterhin Abfälle aus Forschung und Industrie entstehen werden. Die Entsorgung der Abfälle darf nicht der nächsten Generationen angelastet werden, das Problem muss von uns jetzt so gut wie möglich gelöst werden. Die technischen und gesellschaftlichen Aspekte sowie die bestehenden Regelwerke müssen in die Überlegungen einfliessen. Es stellt sich u. a. die Frage, inwiefern die rechtlichen Möglichkeiten weiter ausgeschöpft werden können, um die leicht radioaktiven Abfälle mittels Verdünnung und Verbrennung effizienter zu entsorgen. Im Sinne der Strahlenschutzverordnung dürfen dabei selbstverständlich weder Menschen noch Umwelt in irgendeiner Art und Weise gefährdet werden. So konnte vor Jahren ein Konsens mit allen Partnern gefunden werden, um die leicht radioaktiven Abfälle der hiesigen Industrie in Basel zu verbrennen. Der Sondermüllofen wird entsprechend besonders gut überwacht und die ^{14}C-Immissionen werden durch die Universität Bern intensiv gemessen. Die Befunde werden im Jahresbericht des Bundesamtes für Gesundheit vollständig veröffentlicht. Dieses Beispiel zeigt auf, dass auch eine kritisch eingestellte Bevölkerung eine Entsorgungsstrategie akzeptieren kann, wenn entsprechende Garantien und volle Transparenz gewährleistet werden.

Nachhaltige Lösungen zur Entsorgung von radioaktiven Stoffen sind gefragt und die Fachexperten sind entsprechend herausgefordert. In diesem Sinn wünschen wir Ihnen eine erfolgreiche Tagung und viel Spass in unserer wunderschönen und originellen Stadt Basel.

Kantonschemiker Basel-Stadt

Dr. André Herrmann

VORWORT DES PRÄSIDENTEN DES ÖSTERREICHISCHEN VERBANDES FÜR STRAHLENSCHUTZ

Mit dem Band ‚Strahlenschutz-Aspekte bei der Entsorgung radioaktiver Stoffe', der in bewährter Weise bereits zu Beginn der Tagung vorliegt, wurden die fachlich/wissenschaftlichen Beiträge zur 37. Jahrestagung des Deutsch-Schweizerischen Fachverbandes für Strahlenschutz e.V. - die zugleich als fünfte gemeinsame Jahrestagung mit dem Österreichischen Verband für Strahlenschutz veranstaltet wird – zusammengestellt und dokumentiert. Ausgehend von den Schutzkonzepten für Mensch und Umwelt – die naturgemäß auf den grundlegenden internationalen Strahlenschutzstandards basieren – werden die wesentlichen Strahlenschutz-Aspekte bei der Entsorgung radioaktiver Stoffe sowohl in Übersichtsreferaten dargestellt als auch in Detailarbeiten entfaltet. Durch die Vielfalt, die Bandbreite und die Aktualität der Beiträge sind sowohl die wissenschaftliche Qualität gewährleistet als auch der Stand der Technik praxisnah berücksichtigt. Damit bildet die Tagung selbst und in weiterer Folge der resultierende Tagungsband eine wertvolle und aktuelle Grundlage sowohl für den praktisch als auch für den wissenschaftlich tätigen Strahlenschützer. Darüber hinaus wird dem interessierten und nicht unbedingt facheinschlägigen Leser ein aktueller Einblick in die Thematik vermittelt.

Die Berücksichtigung gesellschaftlicher Gesichtspunkte ist bei der hier behandelten Thematik von großer Relevanz, da die Möglichkeiten der Entsorgung radioaktiver Stoffe gesellschaftspolitisch und medial kontrovers diskutiert werden. Der Schutz des Lebens vor den schädlichen und unerwünschten Wirkungen ionisierender Strahlung stellt für alle Beteiligten eine große Herausforderung dar. Insofern kommt den Strahlenschützer/innen, die im Bereich der „Nachsorge" radioaktiver Anwendungen tätig sind besondere fachliche und gesellschaftliche Verantwortung zu. Die Tagung mit ihren fachlichen Diskussionen unter den Fachkolleg/inn/en und die Dokumentation der Beiträge in diesem Band haben dann ihr Ziel erreicht und damit die Mühe gelohnt, wenn alle mit der Thematik befassten Fachleute ihre Verantwortung als Strahlenschützer/innen ein wesentliches Stück umfassender, aktuell informierter und wissenschaftlich fundierter wahrnehmen können.

Dank gilt allen Beteiligten, die fachlich und organisatorisch zum Zustandekommen der von den beiden Strahlenschutzfachverbänden kooperativ veranstalteten Tagung, des wissenschaft-

lichen Programms und der Zusammenstellung dieses Bandes beigetragen haben. Ein wesentlicher Dank gebührt den Tagungsteilnehmern, die durch ihre persönliche Teilnahme und ihre Beiträge in besonderer Weise zum Zweck der Veranstaltung – Information, Diskussion und Dokumentation im Hinblick auf einen fachlich fundierten und verantwortungsbewussten Strahlenschutz bei der Entsorgung radioaktiver Stoffe – beigetragen haben.

Franz Josef Maringer

Inhaltsverzeichnis

Thema A: Schutzkonzepte für Mensch und Umwelt

Vorträge

ICRP'S SYSTEM OF RADIOLOGICAL PROTECTION AND THE MANAGEMENT OF RADIOACTIVE WASTE 3
Holm, L.-E.

SCHUTZ ZUKÜNFTIGER GENERATIONEN UND DER UMWELT BEI DER ENDLAGERUNG 11
Küppers, C.

FÜNF THESEN ZUR LANGZEITSICHERHEIT DER ENDLAGERUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE VOR DEM HINTERGRUND DER GEGENWÄRTIG VOM BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ IN DIE DISKUSSION GEBRACHTEN „SICHERHEITSPHILOSOPHIE“ 15
Ehrlich, D.

HISTORISCHE RECHERCHE ZUR ERFASSUNG UND RADIOLOGISCHEN BEWERTUNG VON TENORM-HINTERLASSENSCHAFTEN 20
Niedermayer, M.; Hamel, P. M.; Reichelt, A.; Sitte, B.

AKTIVIEREN SCHWERER ELEMENTE BEI EXPERIMENTEN: SPÄTERE ZWISCHENLAGERUNG UND ENTSORGUNG 28
Ehrlicher, U.; Beer, H.-F.

STRAHLENSCHUTZ BEI DER ZWISCHENLAGERUNG BESTRAHLTER BRENNELEMENTE IM STANDORT-ZWISCHENLAGER LINGEN 36
Börchers, F.; Reimer, A.

Poster

RECYCLING VON SCHROTTEN MIT RADIOAKTIVER KONTAMINATION NATÜRLICHEN URSPRUNGS DURCH SCHMELZEN 44
Quade, U.; Kreh, R.; Müller, W.

PRODUKTEKONTROLLE: VERBESSERTE METHODEN – BESSERER STRAHLENSCHUTZ?! 52
Zimmermann, H. P.; Egloff, M.

UNTERSUCHUNG NATÜRLICHER RADIONUKLIDE IN AUSGEWÄHLTEN NORM-STOFFEN 60
Schkade, U.-K.; Beyermann, M.; Döring, J.; Gerler, J.; Henze, G.; Mielcarek, J.

VERARBEITUNG UND BESEITIGUNG NATÜRLICH RADIOAKTIVER STOFFE (NORM-ABFÄLLE) 68
Gärtner, S.; Hempler, C.

BERÜCKSICHTIGUNG NATÜRLICHER ZUFUHREN IN DER INKORPORATIONSÜBERWACHUNG 72
Schönmuth, Th.; Helling, K.

NUKLIDSPEZIFISCHE BESTIMMUNG DER GAMMAORTSDOSISLEISTUNG MITTELS IN-SITU-GAMMASPEKTROMETRIE 79
Sahre, P.; Kaden, M.; Rietzschel, A.

BEGLEITENDES IMMISSIONS-MESSPROGRAMM BEI DER ABLEITUNG VON ABWÄSSERN MIT HOHEM TRITIUMGEHALT BEIM RÜCKBAU DES ROSSENDORFER FORSCHUNGSREAKTORS 86
Beutmann, A.; Fertala, B.; Gierth, B.; Kaden, M.

ENTSORGUNG VON RÜCKSTÄNDEN NACH § 97 STRLSCHV – EFFEKTIVE SELBSTÜBERWACHUNG UND BEARBEITUNG VON ENTLASSUNGSVERFAHREN 93
Gellermann, R.

RADIOAKTIVE ALTLASTEN AUS DER MEDIZIN UND DER INDUSTRIE 99
Linder, R.; Rodriguez, J.

POTENZIELLE STRAHLENEXPOSITION INFOLGE ABLEITUNGEN RADIOAKTIVER STOFFE WÄHREND DER STILLLEGUNG DES ENDLAGERS FÜR RADIOAKTIVE ABFÄLLE MORSLEBEN (ERAM) 103
Wittwer, C.; Ibach, T. M.; Kunze, V.; Ranft, M.

INKORPORATIONSÜBERWACHUNG BEI RÜCKBAUPROJEKTEN – DIE ARBEITSGRUPPE RÜCKBAU IM FACHVERBAND FÜR STRAHLENSCHUTZ 109
Brandl, A.; Hampel, G.

Thema B: Behandlung, Freigabe und Beförderung

Vorträge

ENTSORGUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND – EINE SITUATIONSANALYSE 117
Thomauske, B. R.

WEGE DES RADIOAKTIVEN ABFALLS IN ÖSTERREICH 129
Lexa, D.

ERFAHRUNGEN MIT DEM SCHWEIZERISCHEN AUFSICHTSVERFAHREN BEI DER FREIGABE VON GROSSEN MATERIALMENGEN 132
Jahn, S. G.; Cartier, F.; Leupin, A.

KALIBRIERSYSTEMATIK FÜR DAS AUTOMATISCHE FREIMESSEN VON SCHÜTTGUT MIT NATÜRLICHER AKTIVITÄT AUS DEM REAKTOR-RÜCKBAU 140
Schuler, Ch.; Schange, T.; Butterweck, G.

MESSSTRATEGIEN FÜR DIE IN-SITU-GAMMASPEKTROMETRIE BEI FREIMESSUNGEN VON GEBÄUDEN UND BODENFLÄCHEN NACH § 29 STRLSCHV 148
Döscher, K.; Kosbadt, O.; Massing, B.; Naber, Ch.; Reichert, A.; Sauer, D.; Schiele, C.; Stollenwerk, A.

EINSATZ DER IN-SITU-GAMMASPEKTROMETRIE BEI DER STILLLEGUNG KERNTECHNISCHER ANLAGEN: ERFAHRUNGEN UND PERSPEKTIVEN 156
Sitte, B.; Hummel, L.

BEHANDLUNG UND ENTSORGUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE EINER GROSSEN KRANKENANSTALT MIT UNIVERSITÄTSKLINIKEN 164
Hefner, A.

DURCHFÜHRUNG VON FREIGABEVERFAHREN NACH § 29 AM BEISPIEL DES TRIGA HEIDELBERG II 165
Cremer, J.; Sold, A.

FREIGABEMESSUNGEN AN EINER HEISSE ZELLEN ANLAGE 169
Hewing, P.

STRAHLENSCHUTZ BEIM RÜCKBAU VON HEISSEN ZELLEN 175
Kaiser, F.; Jansen, S.

DEKOMMISSIONIERUNG DES ASTRA FORSCHUNGSREAKTORS AM STANDORT DER AUSTRIAN RESEARCH CENTERS SEIBERSDORF 183
Brandl, A.

STRAHLENSCHUTZASPEKTE BEIM RÜCKBAU DES FORSCHUNGS-REAKTORS DIORIT 184
Pauli, H.

CHARAKTERISIERUNG UND KLASSIFIZIERUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE AUS DEN BESCHLEUNIGERANLAGEN DES PSI 192
Teichmann, S.; Wohlmuther, M.; Züllig, J.

Poster

RECYCLING VON RADIOAKTIV KONTAMINIERTEN METALLEN: 15 JAHRE ERFOLGREICHER BETRIEB DER CARLA-ANLAGE IN KREFELD – STATUS UND AUSBLICK 200
Kluth, Th.; Quade, U.

RADIOAKTIVE STOFFE IM METALLSCHROTT, DIE SITUATION IN DER SCHWEIZ 204
Jossen, H.

FREIMESSUNG UND FREIGABE VON GERINGFÜGIG RADIOAKTIV KONTAMINIERTEN STOFFEN IN SEIBERSDORF 208
Lechner, C.

ERFAHRUNGEN DES BAYERISCHEN LANDESAMTES FÜR UMWELT-SCHUTZ BEI DER FREIGABE VON RADIOAKTIVEN STOFFEN AUS BAYERISCHEN KERNKRAFTWERKEN 216
Gölling, J.-U.

EXPOSITIONSSZENARIEN BEI DER FREIGABE VON BETA-STRAHLERN GEMÄSS STRAHLENSCHUTZVERORDNUNG 224
Beltz, D.; Botsch, W.; Hüttig, M.; Börchers, F.

BAYES-STATISTIK UND BEURTEILUNGSKRITERIEN FÜR STRAHLEN-SCHUTZMESSUNGEN 232
Kraut, W.

DURCHFÜHRUNG VON FREIGABEVERFAHREN UND ENTSORGUNG VON RADIOAKTIVEN RESTSTOFFEN AN DER MEDIZINISCHEN HOCHSCHULE HANNOVER (MHH) 240
Scheller, F.; Behrendt, R.; Harke, H.

ENTWICKLUNG EINES HOCH FLIESSFÄHIGEN FEINMÖRTELS – EIN BEITRAG ZUM PRAKTISCHEN STRAHLENSCHUTZ BEIM RÜCKBAU DES FORSCHUNGSREAKTORS DIORIT 244
Wällisch, A. H.

AKTIVIERTE METALLTEILCHEN BEIM RÜCKBAU KERNTECHNISCHER EINRICHTUNGEN 252
Sering, M.

HOCHEMPFINDLICHE ALPHA-SZINTILLATIONSSONDE 253
Von Philipsborn, H.; Hoffmann, Ch.

EINBINDUNG DES SACHVERSTÄNDIGEN IN DAS VERFAHREN ZUR ERSTELLUNG QUALIFIZIERTER ABFALLGEBINDE UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DER ASPEKTE DES BETRIEBLICHEN STRAHLENSCHUTZES 257
Arndt, C.; Spicher, G.

SAMMELAKTION FÜR ZEIGER UND ZIFFERBLÄTTER MIT RADIUM- ODER TRITIUMLEUCHTFARBE 264
Hammans, M.; Grunder, R.; Schällibaum, H.

HANDHABUNG, ZERLEGUNG UND ENTSORGUNG DES MEGAPIE FLÜSSIG-METALL-TARGETS 268
Strinning, Å.

DER NEUE FREIGABEMESSPLATZ LB 2050: KALIBRIERUNG UND EINSATZ IN DER ROUTINE 276
Klett, A.; Jäger, U.

FREIGABE – KONTAMINATIONSKONTROLLE – HERAUSGABE 280
Feinhals, J.; Kelch, A.; Kunze, V.

RADIOLOGISCHE MESSUNGEN BEI DER RÜCKFÜHRUNG VERGLASTER HOCHAKTIVER WIEDERAUFARBEITUNGSABFÄLLE VON COGEMA, LA HAGUE NACH DEUTSCHLAND 288
Horn, Th.

MODELLBASIERTE HERLEITUNG VON GRENZWERTEN FÜR DIE NICHT-FESTHAFTENDE KONTAMINATION BEI TRANSPORTEN 289
Thierfeldt, S.; Lorenz, B.; Hesse, J.

Thema C: Internationale und nationale Regelwerke

Vorträge

DAS SCHWEIZERISCHE RECHT FÜR DIE ENTSORGUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE 299
Bühlmann, W.

DIE RECHTLICHEN REGELUNGEN FÜR DIE ENTSORGUNG RADIOAKTIVER STOFFE IN DEUTSCHLAND 310
Paul, M.

VERGLEICH DEUTSCHER UND INTERNATIONALER FREIGABEREGELUNGEN – ANSÄTZE UND GRENZEN ZUR HARMONISIERUNG 320
Thierfeldt, S.; Schartmann, F.

VERGLEICH DEUTSCHER FREIGABEKRITERIEN MIT DENEN ANDERER LÄNDER 328
Küppers, C.

NEUE RICHTLINIE ZUR KONTROLLE RADIOAKTIVER RESTSTOFFE/ABFÄLLE 336
Plank, W.

AUFSICHT ÜBER DIE RÜCKFÜHRUNG VON WIEDERAUFARBEITUNGSABFÄLLEN IN DIE SCHWEIZ 344
Theis, S.

FREIGABE GEMÄß § 29 STRLSCHV UND HERAUSGABE NICHT RADIOAKTIVER STOFFE: AKTUELLER STAND IN ATOMRECHTLICHEN VERFAHREN BEI KKW 349
Adler, J.; Hesse, J.; Holl, M.; Jung, P.; Rojahn, T.; Schwarz, W.; Thierfeldt, S.

Thema D: Entwicklungsstand im Entsorgungsbereich

Vorträge

ENTWICKLUNGSSTAND IM ENTSORGUNGSBEREICH 359
Zuidema, P.; Claudel, A.

KOMPLEMENTÄRE INDIKATOREN FÜR DIE BEURTEILUNG DER LANGZEITSICHERHEIT EINES GEOLOGISCHEN TIEFENLAGERS FÜR RADIOAKTIVE ABFÄLLE 373
Hugi, M.; Schneider, J. W.; van Dorp, F.; Zuidema, P.

ASPEKTE DES STRAHLENSCHUTZES IN FORSCHUNGS- UND ENTWICKLUNGSARBEITEN DER NAGRA; BEISPIELE AUS ARBEITEN IN DEN FELSLABORATORIEN GRIMSEL UND MONT TERRI 383
Van Dorp, F.; Biggin, C.; Kickmaier, W.

BEHANDLUNG UND ENTSORGUNG DER BEI DER STILLLEGUNG UND DEM RÜCKBAU DES FORSCHUNGS- UND MESSREAKTORS BRAUNSCHWEIG ANGEFALLENEN RADIOAKTIVEN ABFÄLLE 391
Oberpottkamp, U.; Simmer, R.

MESSTECHNISCHE UND RADIOLOGISCHE ASPEKTE DER MINIMIERUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE DURCH ABKLINGLAGERUNG 397
Hummel, L.

Poster

AKTIVIERTER REAKTORGRAPHIT, WAS TUN? 405
Beer, H.-F.

ANALYTISCHE BESTIMMUNG DES RADIONUKLIDINVENTARS IN BESCHLEUNIGERABFÄLLEN 409
Schumann, D.; Weinreich, R.; Atchison, F.; Beer, H.-F.

NEUE KONZEPTE IN DER ZERLEGETECHNIK - TROCKENES SEILSÄGEN 415
Gärtner, S.; Dutzi, G.; Praxl, H.

DEKONTAMINATION VON ROHRLEITUNGS- UND BEHÄLTERSYSTEMEN MITTELS WASSERHOCHDRUCKREINIGUNGSVERFAHREN 419
Gärtner, S.; Radisic, Z.

SPEZIELLE ASPEKTE DES STRAHLENSCHUTZES UND DER ENTSORGUNG BEIM RÜCKBAU DES FORSCHUNGSREAKTORS JÜLICH FRJ-2 423
Stauch, B.; Damm, G.; Kotchoubey, J.

STILLLEGUNG DES FORSCHUNGSREAKTORS SAPHIR QUALITÄTSGESICHERTE STRAHLENSCHUTZPLANUNG BEIM RÜCKBAU 431
Christen, R.

AUFBEREITUNG RADIOAKTIVER MINERALISCHER RÜCKSTÄNDE DURCH AKTIVITÄTSSEPARATION 438
Schartmann, F.; Cramer, T.; Meier-Kortwig, J.; Diedenhofen, S.; Wotruba, H.

RADIOACTIVITY, RADIATION PROTECTION AND MONITORING DURING DISMANTLING OF LIGHT-WATER REACTORS 446
Hummel, L.; Zech, J. B.

ENTWICKLUNG EINES DATENBANKSYSTEMS ZUR VERWALTUNG VON RADIOAKTIVEN STOFFEN 455
Lindenberg, J.

Thema E: Gesellschaftliche Aspekte

Vorträge

BÜRGERBETEILIGUNG UND REGIONALENTWICKLUNG AM STANDORT FÜR EIN ATOMARES ENDLAGER 465
Ipsen, D.

DIE ENDLAGERSUCHE ALS KONFLIKTFELD. EIN VORSCHLAG ZUM PROFIL EINER PROBLEMORIENTIERTEN SOZIALWISSENSCHAFTLICHEN ENDLAGERFORSCHUNG 477
Hocke, P.

DIE ENTSORGUNG DER RADIOAKTIVEN ABFÄLLE IM SPANNUNGSFELD VON WISSENSCHAFT, GESELLSCHAFT UND POLITIK 485
Aebersold, M.

PARTIZIPATIVE VERFAHREN DER TECHNIK-BEWERTUNG: ERFAHRUNGEN UND HERAUSFORDERUNGEN UNTERSCHIEDLICHER TECHNIKEN 492
Stauffacher, M.; Krütli, P.; Flüeler, T.

DIE ROLLE VON NORMATIVEN ASPEKTEN BEI GERECHTIGKEITSFRAGEN IM UMGANG MIT RADIOAKTIVEN ABFÄLLEN 500
Krütli, P.

RISIKOWAHRNEHMUNG UND KOMMUNIKATIONSSTRATEGIEN BEI DER ENTSORGUNG RADIOAKTIVER STOFFE 510
Taghizadegan, R.; Tschurlovits, M.

Poster

AKTUALISIERUNG DER FACHKUNDE UND „ENTSORGUNGSPROBLEME“ 520
Stolze, B.

GESICHTSPUNKTE ZU EINER RATIONALEN ERFASSUNG DES RISIKO-POTENTIALS BEI ABFALLLAGERUNG 523
Tschurlovits, M.

VERANTWORTUNG, MITVERANTWORTUNG UND ZUKUNFTSVERANTWORTUNG IM STRAHLENSCHUTZ UND DIE FRAGE DER ENDLAGERUNG 529
Gellermann, R.

OBJEKTIVE UMWELTRISIKEN – SUBJEKTIVE RISIKOWAHRNEHMUNG IN DER ÖFFENTLICHKEIT – EIN UNLÖSBARES PROBLEM? BEISPIELHAFTE DARSTELLUNG DIESER DISKREPANZ AN EINEM VERGLEICH DER END-LAGERUNG RADIOAKTIVER UND CHEMOTOXISCHER ABFÄLLE, VOR-SCHLÄGE ZU IHRER ÜBERWINDUNG, FRAGE NACH DEREN UMSETZUNG 535
Ehrlich, D.

Autorenverzeichnis 547

Der wissenschaftliche Inhalt der einzelnen Beiträge zu diesem Tagungsband liegt in der alleinigen Verantwortung der Autoren. Eine inhaltliche Bearbeitung der eingereichten Texte wurde von den Herausgebern nicht vorgenommen.

Schutzkonzepte für Mensch und Umwelt

Thema A

ICRP'S SYSTEM OF RADIOLOGICAL PROTECTION AND THE MANAGEMENT OF RADIOACTIVE WASTE

Lars-Erik Holm
Chairman of ICRP

Swedish Radiation Protection Authority
SE-171 16 Stockholm, Sweden

Summary: *The objective of disposal of solid radioactive waste is to protect present and future generations from radiation exposure. Future generations should be afforded at least the same level of protection from actions taken today, as is the current generation. The system of radiological protection, with its principles of justification, constrained optimisation and dose limits, applies to both the 'dilute and disperse' strategy and the 'concentrate and retain' strategy. The International Commission on Radiological Protection (ICRP) distinguishes between normal exposure that will occur with a predictable magnitude, and potential exposure where there is a potential for exposure but no certainty that it will occur. Constrained optimisation is the main approach to evaluating the radiological acceptability of a waste disposal option, and the purpose is to ensure that reasonable measures have been taken to reduce future doses to the public. The distribution of group exposures can be characterised using the collective dose. The value of this quantity for decision aiding is limited when the exposures result in very low doses to large populations or will take place in the remote future. Forecasts of collective dose over periods longer than several thousand years and of detriment over periods longer than several hundred years should therefore be examined critically. ICRP is now suggesting that less weight be given to very low doses and to doses received in the distant future, because of the uncertainty of the relevance of such doses.*

Keywords: ICRP, radiation, protection, radioactive waste

1. Introduction

Radioactive waste arises from the use of radionuclides or radioactive materials in medicine, research, industry, and as a by-product from different processes. The disposal of radioactive waste is one of the causes of radiation exposure of members of the public. The principal objective of disposal of solid radioactive waste is the protection of current and future generations from the radiological consequences of waste produced by the current generation. The underlying policy of protection of the public is contained in the1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (ICRP) [1]. ICRP's policy is related to risk and to the acceptance of practices that give rise to the risk. The starting point is also the aim of radiological protection: to provide an appropriate standard of protection for humans, and where necessary for other species, without unduly limiting the beneficial practices giving rise to radiation exposure. This aim is achieved through the combined use of scientific concepts and value judgements about the balancing of risks and benefits, i.e. an approach similar to other fields concerned with the control of hazards.

There is an international consensus concerning several principles for the management of radioactive waste. The 1992 United Nations Conference on Environment and Development in Rio de Janeiro laid down a number of general principles that are also of importance for the

management of radioactive waste, e.g. the Rio Declaration, the Convention on Biological Diversity, and the Agenda 21 Programme of Action [2]. Other principles of relevance for the management of waste include the precautionary principle, protection of human health and the environment and protection across national borders [3, 4]. The predicted impacts on the health of future generations from radioactive waste must not be greater than what is acceptable today, and waste shall be managed in such a way that will not impose undue burdens on future generations. Radioactive waste shall be managed within an appropriate national legal framework including clear allocation of responsibilities and generation of radioactive waste shall be kept to the minimum practicable. These principles have also been integrated in the Joint Convention on the Safety of Spent Nuclear Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management [5].

The purpose of this paper is to discuss some aspects of ICRP's recommendations that have a bearing on the management of radioactive waste.

2. The System of Radiological Protection

Waste disposal strategies can be divided into two conceptual approaches: *dilute and disperse* or *concentrate and retain*. Both strategies are used and they are not mutually exclusive. An objective of no release in not feasible and releases of radionuclides into the environment would inevitably result from either of these strategies. The system of protection is directly applicable to the 'dilute and disperse' strategy [6,7]. Exposures are estimated in order to place adequate control on the source of exposure, and the characteristics of exposed people are taken into account. In the case of the 'concentrate and retain' approach, protection concerns exposure that may or may not occur in the far future, i.e. potential exposure. An effective waste disposal will retain the wastes during the period of greatest hazard, although there may be releases to the environment even from a well designed and properly managed waste disposal facility.

ICRP's principles of justification, constrained optimisation and dose limits apply also to the disposal of radioactive waste [6,7]. Waste management and disposal operations are integral parts of the practice generating the waste and they should therefore be included in the assessment of the justification of the practice generating the waste. If the national waste disposal policy has changed and the practice is continuing, it may be necessary to reassess the justification of the practice. If the practice has ceased, it is intervention rather than the practice that has to be considered for justification.

ICRP also distinguishes between *normal* exposure and *potential* exposure [1]. Normal exposures will occur with a predictable magnitude, albeit with some uncertainty. In the cases of potential exposures there is a potential for exposure but no certainty that it will occur, i.e. the type of situations of concern after closure of a waste disposal facility [8].

2.1. Optimisation of Protection

Optimisation for waste management can be applied in connection with:

- A comparison of design alternatives for a specific facility such as a waste repository;
- A comparison of different disposal options for particular waste streams;
- A comparison of different overall management systems for particular waste streams; and

- A comparison of complete waste management systems, including conditioning, storage, transport and disposal alternatives for a given source or practice" [9].

Optimisation is a forward-looking process aimed at preventing unnecessary exposures before they occur. It takes into account both technical and socio-economic developments, and requires both qualitative and quantitative judgements. Optimisation of protection does not only mean to keep exposures as low as reasonably achievable (ALARA), but also entails consideration of the avoidance of accidents and other potential exposures, as well as the adoption of a safety culture, and incorporates a range of qualitative and quantitative approaches.

The concept of dose constraint was introduced in Publication 60 and discussed in Publications 77 and 81 as an important component of optimisation [1, 6, 7]. The dose constraint is a source-related individual dose criterion used in optimisation to exclude from further consideration any protection options that would cause the dose to a member of the critical group to exceed the constraint. It is used prospectively and should not be confused with an individual-related dose limit. Constrained optimisation is the main approach to evaluating the radiological acceptability of a waste disposal option, with the goal to ensure that reasonable measures have been taken to reduce future doses to the public. ICRP has recommended a value of about 0.3 mSv per year as the dose constraint for members of the public from radioactive waste disposal activities.

ICRP plans to strengthen its next set of recommendations by quantifying its primary dose constraints. These should, with the exception of the exposure of patients, be regarded as the basic levels of protection in planned situations, accidents and emergencies, and in the case of controllable existing exposure. In all situations the constraints are complemented by the requirement to optimise in order to arrive at a higher level of protection.

2.2. Collective Dose

The distribution of group exposures has been characterised using the collective dose [1]. This quantity emerged from concerns related to the fallout from nuclear weapon tests and radioactive releases into the environment associated with the development of the nuclear power industry. It was originally introduced in the 1970s for two reasons: first, as a basis for restricting the uncontrolled build-up of exposure to long-lived radionuclides in the environment and second, for facilitating optimisation by cost-benefit analysis. In occupational exposure, the collective dose is commonly used as a performance indicator for the total exposure over a given period of time.

A single attribute or exposure characteristic is generally insufficient to compare protection options. When the exposures occur over large populations, large geographical areas, or over large periods of time, the value of the collective dose (i.e. the sum of all individual exposures in time and space) for decision aiding is limited, because it aggregates information excessively and could be misleading for selecting protection actions. In Publications 77 and 81 [6,7], ICRP recognised that both the individual doses and the size of the exposed population become increasingly uncertain as time increases. Also, the current judgements about the relationship between dose and detriment may not be valid for future populations. Forecasts of collective dose over periods longer than several thousand years and forecasts of health detriment over periods longer than several hundred years should therefore be examined critically. ICRP recommends the separation of the dose distribution into different components, reflecting the attributes and the exposure characteristics of the exposed

individuals, and the time and space distributions of exposures relevant for the decision making process.

ICRP is now suggesting that less weight be given to very low doses and to doses received in the remote future, because of the uncertainty of the relevance of such doses (Figure 1).

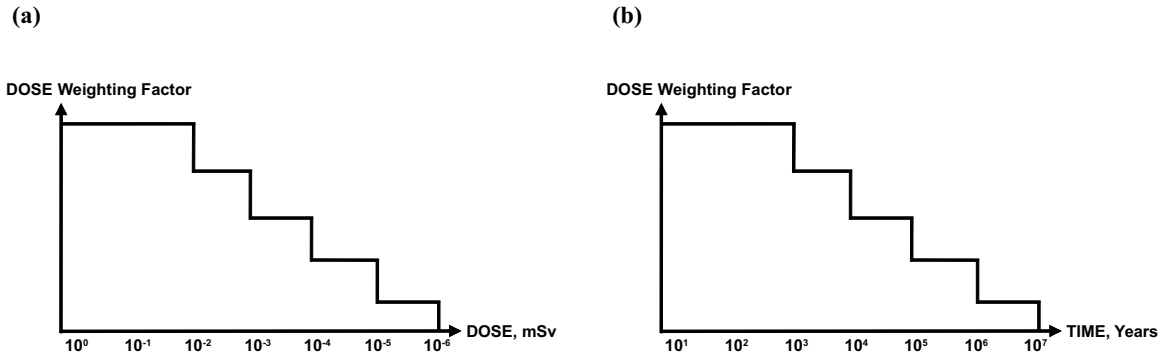


Figure 1. Generic weighting based on the uncertainty of relevance of (a) very low doses, and (b) doses received in remote future.

2.3. Optimisation Versus Best Available Technique

Two source-related concepts are used to manage public exposure and to control effluent emissions: optimisation of protection with its ALARA and best available technique not entailing excessive costs (BAT) [1, 7, 12, 13]. Optimisation of protection usually requires that an exposed group of people can be identified, that the radiation detriment is known and that the effects of the optimisation can be quantified. Optimisation is therefore not helpful when the benefit of the protection is unknown, e.g., in the case of a possible release in the distant future of radioactive substances into the environment. BAT can be used to achieve a high level of protection without necessarily quantifying the level of protection. With regard to the control of effluent releases, or in situations where humans are not directly affected or not the primary protection target, BAT is generally applied to control effluent releases.

The difficulty of predicting the development of society in a long-term perspective is another obstacle to optimisation in the management of radioactive waste. It is not possible to predict what the biosphere will look like within a remote future, and this lack of knowledge makes it difficult to optimise a waste repository for these time spans. At the same time, it is possible to apply the general premise that a minor release under all conditions is better than a major release, even if the affected society is unknown. For this reason, a reasonable requirement for a repository should be that the barrier system must be as robust as possible.

The explicit protection of the environment has only recently been addressed in radiological protection. In principle, ALARA could be applied to protection of the environment by adding the environmental detriment. There are, however, uncertainties as to what damages are critical and which quantities should be used instead of the effective dose. ICRP has therefore suggested that BAT may have certain advantages to optimisation in limiting exposure to the environment [7]. BAT has been used for more than a century in national legislation to reduce discharges from industrial activities, and it has also been included in a number of international

conventions aimed at environmental protection such as the OSPAR convention to protect marine environments [12]. There are obvious similarities between ALARA and BAT. Both strategies consider science, technology and economics to optimise protection of humans and the environment. However, BAT has a more far-ranging application under conditions where detriment is difficult to assess, and BAT is also applicable in long time frames where optimisation has no meaning or credibility (Table 1).

Table 1: Overview of the meanings of optimisation and best available technique today and in remote future.

Protection target	**Present day, well-known conditions**	**Remote future**
Human health	BAT ≈ optimisation	BAT ≈ good protective capability and robustness
The environment	BAT ≈ good protective capability and robustness	BAT ≈ good protective capability and robustness

2.4. Exposure Scenarios

There are two categories of exposure scenarios, *natural processes* and *human intrusion,* and application of protection criteria to them is different. In the first case, estimates of doses or risks are compared with the dose (or risk) constraint in order to establish the acceptability of the individual-related exposures. In the case of human intrusion, it is not appropriate to use a constraint, because there is little scientific basis for predicting the nature or probability of future human actions and an intrusion event bypasses the barriers that have been put in place as part of the optimisation process. Optimisation should reduce the probability and magnitude of exposures due to natural processes (by considering e.g., seismic properties, retention capability, canister design) and human intrusion (e.g., the presence of natural resources and institutional control measures) [7].

2.5. Potential exposure

Constrained optimisation is the central approach to evaluating the radiological acceptability of a waste disposal system. The main protection issue concerns exposure that may occur in the remote future, i.e. a potential exposure. The occurrence of accidents and disruptive events should be treated as potential exposures, and their magnitude and probability should be taken into account in reaching management decisions [6]. Exposures might result from processes that affect the expected behaviour of a disposal system, and the objective of protecting individuals from such exposures is therefore best achieved by considering both the probability of occurrence and the magnitude of these exposures.

The likelihood of exposures from disruptive events is a consequence of the decision to concentrate waste rather than diluting or dispersing it. Protection from such exposures is best accomplished by efforts to reduce the possibility of such events occurring. Reasonable measures should be implemented to warn society of the existence of the disposal facility. These may include a disposal at depth or incorporating robust design features, which make intrusion more difficult, or employing institutional control [6,7].

Institutional control of a disposal facility after closure may enhance confidence in the safety of the disposal facility particularly by reducing the likelihood of intrusion. There is no reason

why these controls may not continue for extended periods of time and, therefore, may make a significant contribution to the overall radiological safety of shallow disposal facilities in particular. Furthermore, for surface or near surface disposal of uranium mill tailings, these controls may be relied on for long periods of time in situations where, if the controls fail, consequences will be generally lower than those associated with other long-lived radioactive wastes.

2.6 Future generations

Some fraction of the waste inventory may eventually migrate to the biosphere, potentially giving rise to exposures hundreds or thousands of years in the future. Doses to individuals and populations over long time scales can only be estimated and the reliability of these estimates will decrease as the time period into the future increases. Even so, future generations should be afforded at least the same level of protection from actions taken today, as is the current generation. The relevant indicators for the protection of future generations are the annual individual dose to a critical group for normal exposure and the annual individual risk to a critical group for potential exposure. These parameters will enable a comparison of the detriment to future generations with that to the present generation [6]. The uncertainties of any corresponding dose estimates will grow with time due to incomplete knowledge of the future behaviour of a waste system, of geologic and biospheric conditions, and of human habits and characteristics [7]. Knowledge of a waste system may eventually be lost, and it cannot be assumed that verification that protection will be achieved in the future or that effective mitigation measures will be carried out. The protection of future generations from the disposal of radioactive waste should be achieved primarily by passive measures at the development stage of the repository, and should not rely unduly on active measures taken in the future.

3. Discussion

Radioactive waste arises from the use of radionuclides or radioactive materials in many different activities, and as a by-product from processes not directly using the radioactive properties of different materials. Doses or risks from radioactive waste may arise from exposures in the distant future, and there is uncertainty surrounding any such estimate due to lack of knowledge about future conditions. ICRP recognises that future generations should be afforded at least the same level of protection from the radioactive waste today, as is the current generation. Constrained optimisation is instrumental to evaluating the radiological acceptability of a waste disposal system, and dose or risk constraints are used rather than limits.

ICRP now clarifies the use of the collective dose, and that it is limited value for decision aiding when the exposures occur over large populations, large geographical areas, or over very long time periods. Both the individual doses and the size of the exposed population become increasingly uncertain with time, and current judgements about detriment may not be valid for future populations. A separation of the dose distribution into components that reflect the exposure characteristics and the time and space distributions of exposures will clarify the uncertainties and thus increase transparency in the decision-making. The proposal to give less weight to very low doses and to doses received in the remote future is another way of recognizing the uncertainty of the relevance of such doses. It will be a task for those responsible of the optimisation to demonstrate how such a weighting is done.

Policies on waste disposal should be influenced by the interaction of potential and normal exposures, and the dispersal of radioactive waste should not be automatically regarded as less suitable than retention. Both strategies are necessary and a suitable balance between the two should be sought.

ICRP's Recommendations have evolved over time as our understanding of underlying mechanisms has increased. The 1990 system of protection [1] was developed over some 30 years. New scientific data have been published since then, and the biological and physical assumptions and concepts need some updating. The system of protection often uses an unnecessarily complicated and confusing terminology, and can surely be simplified in several aspects. Also, it has become obvious that focusing on humans alone is not always sufficient. ICRP strives to make its system more coherent and comprehensible, while recognising the need for stability in international and national regulations, many of which have only relatively recently implemented the 1990 Recommendations.

ICRP has prepared a series of building blocks on which to base its next recommendations. The international consultation on the draft recommendations was the culmination of several years of work and followed discussions all around the world. The consultation resulted in nearly 200 responses with some 600 pages of written text. Many comments necessitate some clarification of policy points, but most of the comments deal with issues that will be explained in the above-mentioned documents, which were not available at the time of consultation. The comments will need to be addressed in these documents, and in the preparation of the next draft of the Recommendations.

The new recommendations should be seen as consolidating the recommendations in Publication 60 and those published subsequently, to give a single unified set that can be simply and coherently expressed. In Publication 60 [1], the only quantified values were the individual dose limits, and the concept of the constraint has not been clearly explained by ICRP in its subsequent publications. The concept has not been understood and, although it has been the subject of debate by international bodies, it has not been sufficiently utilised nor has it been implemented widely. ICRP now aims to clarify the meaning and use of the constraint. The Commission strengthens its recommendations by, for the first time, quantifying source-related dose constraints and recommending three primary constraints (1, 20 and 100 mSv) to covers all situations in planned operations, accidents and emergencies, and controllable existing exposure.

The next draft of the recommendations will be completed after the finalization of the building blocks and should be ready for Main Commission consideration in the early part of 2006. A second round of consultation on the recommendations will be necessary, after which ICRP will need to complete them. The most likely consequence of this will be that the publication of the new recommendations will not be adopted until late 2006 or early 2007.

4. References

[1] 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Annals of the ICRP 21, 1-3 (1991).
[2] United Nations (1992) Rio Declaration on Environment and Development.
[3] IAEA 1995.
[4] NEA 1995.

[5] Joint Convention.
[6] Radiological Protection Policy for the Disposal of Radioactive Waste. ICRP Publication 77, Annals of the ICRP 27 Suppl. 1997.
[7] P81
[8] Publication 64, 1993.
[9] Publication 46

SCHUTZ ZUKÜNFTIGER GENERATIONEN UND DER UMWELT BEI DER ENDLAGERUNG

PROTECION OF FUTURE GENERATIONS AND THE ENVIRONMENT BY FINAL DISPOSAL

C. Küppers

Öko-Institut e.V., Büro Darmstadt

Zusammenfassung *– Es gibt verschiedene Ansätze zum Schutz der Bevölkerung und Umwelt in der Nachbetriebsphase eines Endlagers. Es werden Ansätze diskutiert, die sowohl auf Dosisgrenz- oder –richtwerten beruhen als auch risikobasiert sind. Vorrangiges Ziel sollte die möglichst vollständige und möglichst langandauernde Isolation der radioaktiven Stoffe von der Biosphäre sein. Ein Dosiskriterium kann als Indikator für eine ausreichende Isolation herangezogen werden.*

Summary *– There are different concepts for the protection of human beings and the environment in the post-closure phase of a final disposal facility. Concepts based on dose constraints/limits and risk are discussed. Primarily, the radioactive substances should be isolated from the biosphere as complete as necessary and for a span of time as long as possible. A dose criterion could serve as an indicator that the isolation is sufficient.*

Schlüsselwörter *– Endlager, Langzeitsicherheit, Dosisbegrenzung*
Keywords *– final disposal, long term safety, dose limitation*

1. Einleitung

Die Frage der sicheren Endlagerung insbesondere der hochradioaktiven Abfälle aus dem Betrieb von Kernkraftwerken spielt in der öffentlichen Debatte über die Nutzung der Kernenergie eine wichtige Rolle. Da die Zwischenlagerung der radioaktiven Abfälle allenfalls eine zeitlich begrenzte Möglichkeit darstellt und mit Strahlenrisiken verbunden ist, sollte eine Endlagerung so früh wie möglich erfolgen. Bei einer Endlagerung in tiefen geologischen Formationen sind die insgesamt geringsten Risiken zu erwarten.

Bei der Beurteilung der Langzeitsicherheit eines Endlagers sind Anforderungen an den Strahlenschutz zukünftiger Generationen nach dem Verschluss des Endlagers aufzustellen und ihre Einhaltung zu prüfen. Es besteht Einigkeit darüber, dass künftigen Generationen keine höheren Risiken zugemutet werden dürfen als heute lebenden (ICRP 81 [1]). Auf wichtige Aspekte bei der Entwicklung von Regelungen für diesen Bereich des Strahlenschutz wird im Folgenden eingegangen.

2. Schutzziele für die Endlagerung radioaktiver Abfälle in der Schweiz

In der Richtlinie HSK-R-21 der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK) vom November 1993 [2] sind die „Schutzziele für die Endlagerung radioaktiver Abfälle“ festgelegt. In der Richtlinie werden die wesentlichen Prinzipien und Schutzziele genannt:

- Geringe zusätzliche Strahlenexposition der Bevölkerung (Bruchteil der natürlichen Strahlenexposition):
  - bei realistischerweise anzunehmenden Vorgängen und Ereignissen limitiert auf 0,1 mSv pro Jahr,
  - bei unwahrscheinlichen Vorgängen und Ereignissen Begrenzung des Risikos auf 10^{-6} pro Jahr,
- Gewährleistung des Schutzes der Umwelt so, dass die Artenvielfalt nicht gefährdet und die Nutzung von Bodenschätzen nicht unnötig eingeschränkt wird,
- keine Risiken für Mensch und Umwelt außerhalb der Schweiz und in Zukunft, die höher sind als dies derzeit in der Schweiz zulässig ist.

Die zu schützende Person wird in [2] als durchschnittliches Individuum der meist betroffenen Bevölkerungsgruppe definiert. Es soll sich dabei in Anlehnung an die ICRP-81 um eine „begrenzte Personenzahl“ handeln. Bei überregionalen Auswirkungen (sehr große Bevölkerung) können die Sicherheitsbehörden strengere Limite festlegen, bei der Betroffenheit von sehr wenigen Personen aber auch weniger strenge.

3. RSK/SSK-Stellungnahme zur Fortschreibung der Endlager-Sicherheitskriterien

In einer gemeinsamen Stellungnahme der Reaktor-Sicherheitskommission (RSK) und der Strahlenschutzkommission (SSK) zur Fortschreibung der Endlager-Sicherheitskriterien von 2002 [3] wird u. a. für wahrscheinliche Szenarien ein Dosisrichtwert von 0,1 mSv pro Jahr und für weniger wahrscheinliche Szenarien (Eintrittswahrscheinlichkeit < 0,1 über den gesamten betrachteten Zeitraum der Nachbetriebsphase) einen Dosisrichtwert von 1 mSv pro Jahr vorgeschlagen. Eine zusätzliche Begrenzung der Kollektivdosis wird nicht empfohlen.

Es wird in [3] darauf hingewiesen, dass unter der Annahme einer linearen Dosis-Wirkungsbeziehung ohne Schwelle (LNT-Hypothese) das für wahrscheinliche Szenarien vorgeschlagene Schutzziel einer Individualdosis auch als Risikowert ausgedrückt werden kann. Umgekehrt können aus Risikowerten auch Dosiswerte abgeleitet werden. Wegen der Schwierigkeit der Vermittlung des Risikoansatzes und der Quantifizierung sehen SSK und RSK es als einfacher und ausreichend an, für die zu untersuchenden Szenariengruppen mit Dosiswerten als Schutzziel zu arbeiten.

Im Hinblick auf die radiologische Nachweisführung für die Nachbetriebsphase wird in [3] darauf hingewiesen, dass dazu eine eigene Leitlinie zweckmäßig ist, da sich die bestehende Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 StrlSchV (alt) [4] nicht auf die Nachbetriebsphase eines Endlagers bezieht. Es wird empfohlen, die zu erstellende Leitlinie unter Berücksichtigung des Charakters des Langzeitsicherheitsnachweises auf die für das Endlager relevanten Expositionspfade zu begrenzen.

Die Hinweise in [3] auf die zu erstellende Leitlinie heben damit auf spezifische Expositionspfade ab (Eintrag in die Biosphäre über das Grundwasser). Die im Hinblick auf Ernährungsgewohnheiten etc. konservative Vorgehensweise in [4] und der Bezug auf eine Referenzperson werden dagegen von SSK und RSK nicht in Frage gestellt.

4. Risikobasiertes Vorgehen

In einem allein risikobasierten Ansatz würde für eine zukünftige Person oder Personengruppe ein bestimmtes zusätzliches Risiko durch Freisetzungen radioaktiver Stoffe aus dem Endlager

zugelassen. Bei der Festlegung des maximal zuzulassenden Risikos sind verschiedene Aspekte einzubeziehen:

- Die Betroffenen haben von der Verursachung des Risikos keinen Nutzen gehabt (eingeschränkte Rechtfertigung).
- Das zusätzliche Risiko kann über einen im Vergleich zur üblichen Betriebsdauer einer kerntechnischen Anlage sehr langen Zeitraum bestehen bleiben.
- Die zusätzlichen Risiken können – in unterschiedlichem Ausmaß – eine sehr große Gruppe der Bevölkerung betreffen.
- Es wird voraussichtlich keine geeigneten technischen Gegenmaßnahmen zur deutlichen Herabsetzung des Risikos für die zukünftig Betroffenen geben.
- Das Risiko sollte nicht größer sein als Risiken, die – auch in anderen Bereichen des Umweltschutzes – der Bevölkerung zugemutet werden.

Ein objektiv begründbares quantitatives Risikokriterium lässt sich schwerlich ableiten, wenn sämtliche der genannten Aspekte angemessen berücksichtigt werden sollen. Insbesondere sind neben naturwissenschaftlich bewertbaren Aspekten auch ethische Fragen zu berücksichtigen. Der letztgenannte Aspekt, der Vergleich mit anderen Risikobegrenzungen im Umweltschutz, bedeutet einen Vergleich mit nicht einheitlichem Vorgehen und bedarf eines genauen Vergleichs jeweiliger Randbedingungen.

Hinzu kommen Schwierigkeiten der Ermittlung des tatsächlichen Risikos, da dazu sowohl die Eintrittswahrscheinlichkeiten der in der Langzeitsicherheitsanalyse zu berücksichtigenden Vorgänge und Ereignisse mindestens auf eine Größenordnung genau ermittelt werden müssten, als auch die zukünftige Dosis realistisch zu bestimmen sein müsste (was z. B. Kenntnisse über Lebensgewohnheiten und Nutzungsszenarien in 1 Million Jahre voraussetzen würde).

Es ist augenscheinlich, dass die Risikoermittlungen stets mit gewissen Unsicherheiten verbunden sein werden. Würden diese durch konservative Ansätze abgedeckt, müsste zur Begrenzung des Risikos ein sehr niedriger Dosiswert eingehalten werden, der wahrscheinlich wenig mit den Verhältnissen in ferner Zukunft zu tun hat. Dieses „Risiko“ könnte dann nicht mehr ohne Weiteres mit anderen Risiken verglichen werden, z. B. aus den Bereichen Trinkwasserschutz oder Luftreinhaltung. Wird der Gehalt einer Noxe, z. B. aufgrund bekannter Wirkmechanismen, im Trinkwasser begrenzt, so wird die Einhaltung dieses Grenzwerts unmittelbar im Trinkwasser überprüft. Als einzige unsichere Größe bei der Risikoermittlung verbleibt der unterstellte Trinkwasserkonsum. Die Unsicherheiten der Transportvorgänge in der Umwelt, die schließlich zu einer bestimmten Kontamination im Trinkwasser führen, spielen in einer solchen Betrachtung dagegen keine Rolle. Ähnlich verhält es sich in vielen anderen Bereichen des konventionellen Umweltschutzes.

5. Bedeutung eines Dosiskriteriums für die Langzeitsicherheit eines Endlagers

Als vorrangig bei der Sicherheitsbeurteilung eines Endlagers sollte die möglichst gute und langandauernde Isolation der radioaktiven Abfälle von der Biosphäre gelten. Die Radionuklide sollten soweit als möglich zerfallen sein, bevor ein Eintrag in die Biosphäre möglich werden kann. Ein Dosiskriterium sollte als Maß für die Güte eines Endlagers in der Nachbetriebsphase herangezogen werden (Sicherheitsindikator).

Bei der Festlegung von Dosiskriterien oder bei deren Vergleich, z. B. im Rahmen von Standortvergleichen, muss stets beachtet werden, wie die entsprechenden Randbedingungen bei der Ermittlung der Dosis beschaffen sind, insbesondere

- wie die Person oder Personengruppe definiert wird, für die der Dosiswert eingehalten sein soll, und
- wie die Dosis ermittelt wird (konservative oder realistische Modelle und Parameter etc.).

Anders als bei der Genehmigung heute emittierender Anlagen spielt eine scharfe Abgrenzung der Genehmigungsfähigkeit eines Endlagers anhand eines Dosiswerts keine tragende Rolle, unabhängig davon, ob sich um einen Richt- oder Grenzwert sowie um eine individuelle oder kollektive Dosis handelt. Die Frage, ob die Langzeitsicherheitsanalyse für ein Endlager zu einer Unter- oder Überschreitung des Dosiswerts führt, ist gemessen an anderen für die Langzeitsicherheit wichtigen Fragestellungen von untergeordneter Bedeutung.

Es ergeben sich gegenüber der Betrachtung des Menschen keine zusätzlichen Gesichtspunkte, die zum Schutz der Umwelt zusätzlich relevant wären. Bei der Höhe der denkbaren Strahlenexposition des Menschen, bei der ein Endlager noch als ausreichend sicher angesehen werden könnte (sicherlich kleiner 1 mSv pro Jahr), ist von keiner Gefährdung der Artenvielfalt auszugehen. Dies gilt dann, wenn das geologische Endlager – so wie bei den bislang geplanten Projekten – an einem Standort eingerichtet wird, der von Menschen besiedelt ist oder zumindest besiedelt werden kann. Zusätzliche Untersuchungen zum Schutz der Umwelt würden erforderlich, wenn ein Endlager an einem Standort geplant würde, an dem Auswirkungen auf Menschen nicht möglich wären.

Das Kriterium aus der HSK-Richtlinie [2], durch ein Endlager die Nutzung von Bodenschätzen nicht unnötig einzuschränken, muss schon deshalb erfüllt werden, da die Wahrscheinlichkeit eines versehentlichen menschlichen Eingriffs in das Endlager („human intrusion“) möglichst gering gehalten werden muss. Dies setzt unter anderem voraus, dass sich im Endlagerbereich keine derzeit oder zukünftig abbauwürdigen Stoffe befinden.

5. Literaturverzeichnis

[1] International Commission of Radiological Protection (ICRP): Radiation Protection Recommendations as Applied to the Disposal of Long-lived Solid Radioactive Waste, Publication 81, Annals of the ICRP, Vol. 28, No 4 1998

[2] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK): Schutzziele für die Endlagerung radioaktiver Abfälle, Richtlinie für schweizerische Kernanlagen, HSK-R-21/d, November 1993

[3] Reaktor-Sicherheitskommission (RSK) und Strahlenschutzkommission (SSK): Gemeinsame Stellungnahme der RSK und der SSK betreffend BMU-Fragen zur Fortschreibung der Endlager-Sicherheitskriterien, Stellungnahme der RSK und SSK, verabschiedet in der 182. Sitzung der SSK am 04.-06. Dezember 2002

[4] Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen, 21.2.1990, Bundesanzeiger Nr. 64 a

FÜNF THESEN ZUR LANGZEITSICHERHEIT DER ENDLAGERUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE VOR DEM HINTERGRUND DER GEGENWÄRTIG VOM BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ IN DIE DISKUSSION GEBRACHTEN 'SICHERHEITSPHILOSOPHIE'

FIVE STATEMENTS CONCERNING THE FINAL DISPOSAL OF RADIOACTIVE WASTES WITH RESPECT TO THE 'SAFETY-PHILOSOPHY' OF THE FEDERAL OFFICE FOR RADIATION PROTECTION

Dietrich Ehrlich

Seit Juli 2002 in Ruhestand, davor Bundesamt für Strahlenschutz

Zusammenfassung *Die Langzeitsicherheit der Endlagerung radioaktiver Abfälle wird unter den Gesichtspunkten Standortsuche, Beteiligung der Öffentlichkeit, Endlagerung – eine uneingeschränkte Freigabe?, Schutzziel und natürliche Strahlenexposition sowie andere Umweltrisiken diskutiert.*

Summary *The long period safety of the final disposal of radioactive wastes is being discussed with respect to site selection, participation of the public, final disposal - an unconditional clearance?, protection goal and natural radiation exposure as well as other environmental risks.*

Schlüsselwörter *Endlagerung, Standortwahl, Öffentlichkeit, Schutzziel, andere Risiken.*
Keywords *Site-selection, public, protection goal, radiological protection, other risks.*

1. Die Forderung nach Realisierung eines 'bestmöglichen' Endlagerstandortes ist grundsätzlich falsch, ethisch fragwürdig, wirklichkeitsfern, täuscht die Öffentlichkeit und würde eine Ressourcenvergeudung bedeuten.

Die Forderung stellt einen grundsätzlich falschen Ansatz dar: Niemand fordert z.B. den bestmöglichen Zustand aller zugelassenen Aufzüge. Der sichere Zustand wird vom TÜV nach vorab festgelegten Kriterien geprüft. Eine solche Vorgehensweise ist gängige Praxis in allen Bereichen des Lebens. Es ist also völlig ausreichend, einen nach festgelegten Grenzwerten bzw. Sicherheitsstandards zu benennenden 'sicheren Standort' zu finden.
Es ist nicht begründbar, für zukünftige Generationen von einer 'erhöhten Schutzwürdigkeit' auszugehen, um den Fall einer – offenbar befürchteten – 'Altlastensanierung' (höhere Dosen) weniger wahrscheinlich zu machen und daraus die Forderung nach einem 'bestmöglichen Standort' abzuleiten. Denn 1. würde das die Unsicherheit einer Lösung auf dem Schutzniveau der heutigen Generation voraussetzen und 2. würde logischerweise der heutigen Generation dann weniger Schutzwürdigkeit zugestanden. Der 1. Gesichtspunkt stellt eine sichere, auf dem heutigen Sicherheitsniveau basierende Lösung als unmöglich dar, was falsch ist (vgl. 4. These), der 2. Gesichtspunkt ist ethisch fragwürdig.
Nach bestehenden Kriterien ausgewählte mögliche Standorte können realistischerweise im wesentlichen nur von übertage aus, d.h. höchst unvollständig, erkundet werden. Eine Auswahl 'des besten' unter diesen Standorten kann deshalb durch Anwendung einiger Kriterien nicht geleistet werden. Denn wie soll bei der Komplexität eines Endlagersystems und insbesondere beim Vergleich verschiedener Geosysteme (Ton, Salz, Kristall) der Abstand zum theoretischen Optimum festgestellt werden? Welche Kriterien sollen wie gewichtet werden?

'Bestmöglicher Standort' ist eine Illusion und täuscht in der Öffentlichkeit ein besonders hohes Sicherheitsniveau vor. Zukünftige Generationen haben einen Anspruch darauf, dass die Endlagerung radioaktiver Abfälle, die von der heutigen Generation erzeugt werden, von dieser Generation mit den Mitteln der Vernunft verantwortungsvoll durchgeführt wird. Nicht verantwortungsvoll, d.h. ethisch bedenklich ist es, wenn zusätzlicher, unnötiger Aufwand in die Suche nach einem (vielleicht) 'noch besseren Standort' gesteckt wird, weil damit heutigen und folgenden Generationen Ressourcen entzogen werden, die konkret – und nicht höchst hypothetisch in ferner Zukunft (z.B. in 1 Millionen Jahren) – zur Verringerung von Lebensrisiken, z.B. in der Krebsforschung, eingesetzt werden können.
Fazit: Es werden sichere Endlager benötigt, nicht weniger, aber auch nicht mehr. Es kommt dabei in erster Linie auf die Eignung an. Wie ein geeigneter Standort ausgewählt wurde, ist zweitrangig.

2. Die Einbeziehung subjektiver Risikoeinschätzungen bei der Auswahl und Festlegung eines Schutzzieles und eines Standortes ist rechtlich und ethisch bedenklich.

Ein zunächst 'ethisch motiviert' erscheinender Anspruch, in einem 'offenen gesellschaftlichen Diskurs' persönliche Risikoauffassungen von Laien oder gruppenbezogene Interessen stärker in den Abwägungsprozess bei der Auswahl eines geeigneten/eignungshöffigen Endlagerstandortes oder der Festlegung eines unbedenklichen oder tolerierbaren Schutzziels einzubeziehen, stößt dort an seine Grenzen, wo wissenschaftlich-fachliche Gesichtspunkte nicht ausreichend berücksichtigt werden. Es würde der rechtsstaatliche Grundsatz der Festlegung durch die Legislative auf der Basis fachlicher Erwägungen verletzt.
Formulierungen wie 'Als unerheblich wird das Risikoniveau verstanden, das beim überwiegenden Teil der Bevölkerung keine Besorgnis hervorruft' oder 'Zur Feststellung der Unerheblichkeit eines Risikos oder einer Dosis ist auch die Einschätzung der möglicherweise betroffenen Bevölkerung in einer Endlagerregion einzubeziehen', werden der Sache nicht gerecht und sind deshalb abzulehnen. Sicherheitsniveaus, die nicht aufgrund wissenschaftlich-fachlicher Gesichtspunkte, sondern aufgrund subjektiver Risikobeurteilung festgelegt sind, entsprechen auch nicht dem Sicherheitsanspruch zukünftiger Generationen.
Fazit: Diskussion mit der Öffentlichkeit: ja. Entscheidung und Einflussnahme: nein.

3. Zur Ableitung eines Langzeit-Schutzzieles von 1 µSv/a kann nicht die Endlagerung radioaktiver Abfälle einer uneingeschränkten Freigabe gleichgesetzt werden.

Die Endlagerung radioaktiver Abfälle in tiefen geologischen Formationen sieht eine Rückholung nicht vor; insofern ist sie endgültig und darf für künftige Generationen keine Einschränkungen bedeuten. Sie ist aber deshalb nicht mit einer uneingeschränkten Freigabe gem. § 29 StrlSchV vergleichbar: Bei einer solchen Freigabe von Stoffen, Anlagenteilen etc. handelt es sich u.a. um die Verwendung, Weitergabe an Dritte oder Verwertung als nichtradioaktive Stoffe ohne Einschränkungen. Derartige Freigaben vermeiden solche Strahlenexpositionen, für die weitere Strahlenschutzregelungen erforderlich wären; sie sind mit vernünftigem Aufwand auch herab bis zu Dosiswerten 'im Bereich von 10 µSv/a' machbar. Derart niedrige D osiswerte sind aber auch (weil möglich) aus dem Grunde festgelegt worden, dass eine Beschränkung der Freigabe-Anzahlen nicht erforderlich ist.
Die mit der Endlagerung radioaktiver Abfälle verbundenen langzeitlichen geringen Dosiswerte (vgl. 4. These) sind mit vernünftigem Aufwand nicht vermeidbar, ähnlich wie die nicht nennenswerten Auswirkungen der Deponierung chemotoxischer Abfälle in Untertagedeponien [1] nicht mit vernünftigem Aufwand vermeidbar sind.
Es ist deshalb aus den beiden genannten Gründen doppelt unseriös, ein bereits für sich ungerechtfertigt niedrig angesetztes Schutzziel '(im Bereich) von 10 µSv/a' ein weiteres Mal –

nämlich auf 1 µSv/a – herabzusetzen mit der Begründung, dass zukünftige Generationen, 'die eventuell eine Kernenergienutzung wieder in Betracht ziehen', sonst keinen Handlungsspielraum mehr hätten. Hinzu kommt, dass es nicht nur um radioaktive Abfälle aus der Nutzung der Kernenergie zur Stromerzeugung geht, sondern auch um Abfälle aus der Anwendung radioaktiver Stoffe in Forschung, Medizin und Technik.

4. Die normale natürliche Hintergrundstrahlung als natürliches Langzeitphänomen bildet den einzig sinnvollen Maßstab zur Begrenzung und Bewertung der strahlenbedingten Langzeitauswirkungen der Endlagerung radioaktiver Abfälle.

Das Schutzbedürfnis zukünftiger Generationen ist zwar konkret nicht bekannt, es kann sich vernünftigerweise aber immer nur – im Hinblick auf die Auswirkungen ionisierender Strahlung – an der Höhe der natürlichen Hintergrundstrahlung und ihrer Schwankung orientieren. Wenn gewährleistet ist, dass durch ein Endlager verursachte zusätzliche Strahlenexpositionen im Rahmen der üblicherweise (durch Ortswechsel, Ernährungsumstellung usw.) auftretenden, nicht wahrnehmbaren zeitlichen und räumlichen Schwankungen der normalen natürlichen Strahlenexposition liegen, ändert sich deshalb auch nichts im Hinblick auf möglicherweise auftretende gesundheitliche Auswirkungen infolge der natürlichen Strahlenexposition, die aber unausweichlich ist. Eine solche endlagerbedingte Strahlenexposition in der Größenordnung von 0,3 mSv/a lässt sich deshalb sinnvoll mit dem qualitativen Merkmal unerheblich oder unbedenklich charakterisieren.
Das Kriterium 'nützlich-schädlich' hat in diesem niedrigen Dosisbereich keine Relevanz: Gegen strahlungsbedingte Schäden an Chromosomen hat der Organismus Reparaturmechanismen entwickelt. Sie sind nicht zu 100 % fehlerfrei. Diese Fehlerhaftigkeit ist zu akzeptieren, weil naturgegeben. Es macht daher überhaupt keinen Sinn, sich über Dosiswerte unterhalb von etwa 0,3 mSv/a entsprechend der mittleren Schwankung der natürlichen Strahlenexposition im Hinblick auf Endlagerauswirkungen Gedanken zu machen. Deren tatsächliche Schwankungen liegen in zahlreichen Fällen und in Gebieten (Schwarzwald, Fichtelgebirge, Nordseeküste u.a.m.) mit ungleich größerer Ausdehnung als das Areal möglicher Endlagerauswirkungen sogar um ein Vielfaches höher [2,3], ohne überhaupt wahrgenommen zu werden bzw. ohne dass von ihnen andere – wenn überhaupt – gesundheitliche Auswirkungen ausgehen. Ein solches Endlager-Areal wäre also unter den natürlicherweise auftretenden Dosis-Anomaliegebieten praktisch ohne jegliche Relevanz.
Bei der Festlegung eines Langzeit-Schutzniveaus sollte berücksichtigt werden, dass für Zeiträume in der Größenordnung von 10^5 bis 10^6 Jahren durch Modellrechnungen ermittelte Dosiswerte immer nur die Größenordnung wiedergeben und nur einen unter mehreren Sicherheitsindikatoren darstellen. Deshalb sollte ein Dosis-Schutzziel nicht als Grenzwert, sondern als Richtwert formuliert werden. Die für verschiedene Szenarien ermittelten Dosiswerte sollen dann mit ihrem Schwerpunkt nicht über dem festgelegten Richtwert liegen.
Im Hinblick auf die Frage, ob für 'weniger wahrscheinliche' und 'wahrscheinliche' geologische Entwicklungen an einem Standort unterschiedlich hohe Dosisrichtwerte festgelegt werden sollen, ist zu bedenken, dass es Generationen in derart ferner Zukunft bezüglich ihres Schutzes vermutlich gleich ist, ob sie in einer 'wahrscheinlichen' oder 'weniger wahrscheinlichen' geologischen Standortentwicklung leben und dass sie eine Entscheidung vermutlich auch gar nicht treffen können. Allenfalls kann es sinnvoll sein, weniger wahrscheinlichen Szenarien ein geringeres Gewicht bei der Dosisbewertung zu geben, unabhängig von der Höhe der ermittelten Dosis.
Der Unausweichlichkeit der normalen natürlichen Strahlenexposition mit ihren Schwankungen sollte im Strahlenschutz mehr Aufmerksamkeit und Respekt entgegengebracht werden. Sie ist eine der 'facts of life', unter deren fortwährendem Wirken sich die lebenden Strukturen

im Verlaufe der Evolution entwickelt haben. Es ist durchaus denkbar, dass ein weitgehendes Fehlen der natürlichen Hintergrundstrahlung, die in maximal möglicher Weise zu dem für Lebewesen – als offene komplexe Systeme – erforderlichen 'positiven Entropieexport' und damit zur Aufrechterhaltung ihres stabilen Fließ-Gleichgewichts beiträgt [4,5,6], negative Folgen für die Lebensfunktion eines Organismus hat.
Die sog. LNT-Hypothese (linear-non-threshold hypothesis), d.h. die Extrapolation eines linearen Zusammenhangs zwischen (zusätzlicher) Dosis und (zusätzlicher) Wirkung vom Bereich hoher Dosen, in dem quantitative Aussagen möglich sind, bis hinab zur Dosis Null ohne Schwelle, ist eine unbewiesene und unbeweisbare Hypothese und höchst umstritten. Sie wird zwar im Strahlenschutz wegen ihrer Einfachheit aus Praktikabilitätsgründen verwendet, sie kann aber aus den o.g. Gründen weder in Verbindung zum 0,3 mSv-Konzept gebracht noch zur quantitativen Begründung einer 'unbedenklichen Dosis' in Höhe von 1 µSv/a herangezogen werden. Das ist unseriös und unwissenschaftlich!
Deshalb ist auch die Verwendung quantitativer unerheblicher Lebenszeit-Risikowerte im Bereich von 10^{-6} formal zwar bestechend, i.V.m. ionisierender Strahlung jedoch aus den o.g. Gründen nicht möglich und abzulehnen.
Unberührt von diesen Überlegungen bleibt selbstverständlich das Vermeidungs- bzw. Minimierungsgebot (besser: Optimierungsgebot) im praktischen Strahlenschutz. Es dient v.a. einer Strahlenhygiene und einer Verhaltensdisziplin im Umgang mit radioaktiven Stoffen. Eine Dosis unterhalb von einigen 10 µSv/a kann dort als so niedrig angesehen werden, dass sie im Hinblick auf Schutzmaßnahmen außer acht gelassen werden kann. Unberührt von den o.g. Überlegungen bleiben ebenso Forschungen und Untersuchungen zur Wirkung kleiner Dosen, weil durch sie generell Erkenntnisse über Wirkungsmechanismen wie Schädigung, Reparatur oder Absterben von Zellen u.a.m. gewonnen werden können.

5. Die gedanklich einseitige Fixierung auf die Endlagerung radioaktiver Abfälle im Besonderen und auf den Strahlenschutz im Allgemeinen vernachlässigt andere Wirkfaktoren und Risiken. Sie wird der komplexen Struktur unserer Gesellschaft nicht gerecht, behindert durch Akribie und unangemessenen Aufwand eine breite Weiterentwicklung und ist damit dem Wohle der Allgemeinheit abträglich.

Formulierungen wie "Unter Schutz der Umwelt ist hier neben dem Schutz der belebten Umwelt auch der 'Schutz der Umweltmedien in ihrer ursprünglichen Zusammensetzung (hier insbesondere des Wassers)' zu verstehen" und "In Ergänzung zum radiologischen Schutzkonzept ist daher ... auch ein 'Schutzkonzept vor chemotoxischen Auswirkungen' ... zu entwickeln. ... ‚dass das Schutzziel des Wasserrechts eingehalten wird" lassen die unzulängliche gedankliche Auseinandersetzung mit dem Wirkfaktor 'chemotoxische Stoffe' und dem Schutzgut 'Wasser' erkennen. Weder ist das Schutzziel (gemäß 'Wasser in seiner ursprünglichen Zusammensetzung') noch der rechtliche Rahmen ('Schutzziel des Wasserrechts') hinreichend konkret benannt.
Eine 'Neuerfindung des Rades' gemäß der Forderung nach einer Entwicklung eines 'Schutzkonzeptes vor chemotoxischen Auswirkungen' ist jedoch auch gar nicht erforderlich: Natürlich ist es grundsätzlich richtig, bei der erforderlichen gemeinsamen Betrachtung unterschiedlicher Risiken [1] den gleichen Maßstab, d.h. nach Unerheblichkeit anzulegen. Der Möglichkeit einer quantitativen Risikoangabe in Form von (jahresbezogenen) Dosiswerten für ionisierende Strahlung sind aus den o.g. Gründen jedoch Grenzen gesetzt und es ist auch keinesfalls für alle chemotoxischen Stoffe der quantitative Zusammenhang zwischen Dosis (bzw. Konzentration) und Wirkung bekannt. Daher ist es in diesem niedrigen Risikobereich sinnvoll und begründet, als Schutzziel die Konzentrations-Grenzwerte der Trinkwasserverordnung und anderer wasserrechtlicher Regelwerke für das Schutzgut 'Wasser in der Biosphäre' anzuset-

zen, denen, soweit möglich, toxikologische Basisdaten zugrunde liegen. Auf diese Weise ist bereits im Planfeststellungsverfahren Konrad verfahren worden.
Ein weiterer Gesichtspunkt im Hinblick auf die gedanklich einseitige Fixierung auf 'Radioaktivität' betrifft die Forderung nach einer Begrenzung der Menge der radioaktiven Abfälle: Es ist falsch, dass "das lange anhaltende Gefährdungspotential der radioaktiven Abfälle" eine einmalige Situation darstellt, aus der zwingend eine Begrenzung der Menge dieser Abfälle abzuleiten ist: Die Mengen an chemotoxischen Abfällen, die sicher in Untertagedeponien (UTD) in Deutschland endgelagert werden, sind fast 100-mal größer. Eine mit derartigen Abfällen befüllte Untertagedeponie hat nach 10^2 bzw. 10^5 Jahren ein höheres Gefährdungspotential als 'Konrad' bzw. ein Endlager, das mit wärmeentwickelnden Abfällen entsprechend dem derzeitigen Kernenergieszenarium in Deutschland befüllt ist [1]. Darüber hinaus gibt es nicht nur eine, sondern einige UTD in Deutschland. Eine Mengenbegrenzung chemotoxischer Abfälle wird aber weder diskutiert noch ist sie in irgendeiner Weise realistisch, weil damit die gesamte Wirtschaft bzw. Industriegesellschaft existentiell in Frage gestellt würde. Insofern relativiert sich das Problem der Endlagerung radioaktiver Abfälle. Die angeblich "ungelöste Endlagerfrage" ist kein unlösbares und kein ungelöstes technisches Problem.
Eine angemessene Einbettung des Themas "Endlagerung radioaktiver Abfälle" in das breite Feld sonstiger zivilisatorischer Risiken ist ethisch geboten, wird aber nicht vollzogen. Gerade auch im Hinblick auf die geforderte 'Einbindung der Gesellschaft' ist eine solche branchenübergreifende Betrachtungsweise jedoch zwingend erforderlich [1].
Zum Schluß sollen auch die kritischen Stimmen im "eigenen Lager", dem der Strahlenschützer, erwähnt werden, die eine gewisse Unzufriedenheit im Hinblick auf die gegenwärtige Praxis und Entwicklung im Strahlenschutz zum Ausdruck bringen. Zwei Beispiele dafür aus der 'StrahlenschutzPraxis': R. Maushart stellt in seinem 'Stimmungsbild' von der ICRP-Sitzung im Mai 2004 in Madrid [7] die Frage nach der 'Justification' der geplanten Änderungen (dem Wert des 'ganzen Zirkus'). Im Beitrag von A. Karam in [8] wird – sinngemäß – noch konkreter formuliert: 'Tendieren wir Strahlenschützer, die wir als IRPA- und ICRP-Mitglieder praktisch alle aus Ländern der entwickelten Welt kommen, nicht dazu, uns um die radiologischen Risiken in einer Art Isolation von allen anderen Risiken, die uns und unsere Mitmenschen betreffen, zu kümmern, gleichsam unter einer Art Kurzsichtigkeit leidend?'
Es wird aus diesen Äußerungen deutlich, dass Akribie und unangemessener Aufwand im Strahlenschutz eigentlich nicht (mehr) verantwortbar sind. Zahlreiche andere Risiken – zumal in den weniger entwickelten Ländern – bedürfen viel mehr einer Regelung!

6. Literaturverzeichnis

[1] D. Ehrlich, Objektive Umweltrisiken – Subjektive Risikowahrnehmung in der Öffentlichkeit – Ein unlösbares Problem? Dieser Tagungsband, Themengebiet E.
[2] Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung - Jahresbericht 2001. Hrsg.: BMU, Bonn.
[3] H. Bonka, Erhöhte natürliche Strahlenexposition durch Schwermineralanreicherung an der Küste Norddeutschlands. Atomkernenergie · Kerntechnik, Band 35, 1980, S. 5-11.
[4] Ebeling, W. und Feistl, R.: Physik der Selbstorganisation und Evolution. Akademie Verlag, Berlin 1982.
[5] Ebeling, W.: Chaos, Ordnung, Information. Verlag Harri Deutsch, Thun, Frankfurt/Main, 1991.
[6] F.W. Krüger, Die Wirkungen ionisierender Strahlung auf biologische Systeme aus physikalischer Sicht. StrahlenschutzPraxis Heft 4/2000, S. 21-26.
[7] R. Maushart, ICRP 2005 – Much Ado about Nothing? Neue ICRP-Empfehlungen in der letzten Diskussionsrunde, StrahlenschutzPraxis Heft 3/2004, S. 56-57.
[8] A. Karam, Professional Eyeglasses Needed!, StrahlenschutzPraxis Heft 4/2004, S. 61-62.

HISTORISCHE RECHERCHE ZUR ERFASSUNG UND RADIOLOGISCHEN BEWERTUNG VON TENORM-HINTERLASSENSCHAFTEN

HISTORICAL INVESTIGATION INTO THE ACQUISITION AND RADIOLOGICAL ASSESSMENT OF TENORM LEGACIES

M. Niedermayer, P. M. Hamel, A. Reichelt, B. Sitte

TÜV Süd Industrie Service GmbH, TÜV Süd Gruppe, München

Zusammenfassung *— In der Novelle der Strahlenschutzverordnung vom 20. Juli 2001 wurde erstmals im bundesdeutschen Recht der „…Schutz von Mensch und Umwelt vor natürlichen Strahlenquellen…“ geregelt. Es werden dabei für die Verwertung und Beseitigung überwachungsbedürftiger Rückstände Überwachungsgrenzen festgelegt. Da vor der Geltung dieser Novelle vergleichbare Grenzen nicht definiert waren, ergibt sich die Situation, dass Hinterlassenschaften aus früheren industriellen Tätigkeiten durchaus die aktuellen Grenzen überschreiten und somit aus heutiger Sicht unzulässiges Risiko für Personen der Allgemeinbevölkerung darstellen können. Um dieses Risiko einzuschätzen, ist es zunächst erforderlich, den TENORM-Inhalt (technically enhanced naturally occurring radioactive materials) von Hinterlassenschaften aus früheren industriellen Tätigkeiten zu erfassen. Dies ist häufig schwierig, da der Verbleib oder die Weiternutzung von Rückständen aus technologischen Prozessen, sofern mit ihnen keine wirtschaftlichen Werte verknüpft sind, oftmals nicht hinreichend dokumentiert sind. In der vorliegenden Studie wird ein einfaches Verfahren vorgestellt, das erlaubt, absolute und über einen längeren Zeitraum akkumulierte Rückstandsmengen abzuschätzen. Dies wird am Beispiel der Erfassung der Rückstandsmengen aus der Aufbereitung von Eisenerzen und Bauxit exemplarisch angewandt. Die Arbeit ist Teil des vom Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit unterstützten Forschungsvorhabens „Erfassung und radiologische Bewertung von Hinterlassenschaften mit NORM-Materialien aus früheren Tätigkeiten und Arbeiten“ (StSch 4286).*

Summary *— In the amendment of the radiation protection ordinance dated 20. July 2001, the protection of man and environment from natural radiation was ruled for the first time in German legislation. Accordingly, control limits were defined for the utilisation and disposal of remainders which are to be monitored. As there was nothing similar before the amendment, legacies from earlier industrial activity might exceed the control limits and present a hazard to the health of the general public. In order to estimate this hazard it is necessary to acquire the TENORM (technically enhanced naturally occurring radioactive materials) content from legacies of earlier industrial activity. This is often quite difficult as the amounts of remainders are usually not adequately documented if there is no economic value associated with them. In this study the authors suggest a simple method to estimate absolute remainder quantities which are accumulated over a long period. This method is exemplarily adopted to the acquisition of the remainder quantities which result from the preparation of iron ore and bauxite. The study is part of the project „Acquisition and radiological assessment of legacies containing NORM-materials from earlier activities“ (StSch 4286) supported by the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU).*

Schlüsselwörter *— TENORM, Rückstände, Hinterlassenschaften*
Keywords *— TENORM, remainders, legacies*

1. Einleitung

Die Tatsache, dass von natürlichen Radionukliden ein Gesundheitsrisiko ausgehen kann, ist seit langem bekannt und diskutiert [1]. Das Akronym TENORM wurde für *technically enhanced naturally occurring radioactive materials* eingeführt [2]. Die Erkenntnis eines bestehenden Gesundheitsrisikos für Personen der allgemeinen Bevölkerung durch TENORM hat 2001 mit der Novelle der Strahlenschutzverordnung Eingang in die in der bundesdeutschen Gesetzgebung gefunden [3]. Die Abwesenheit eindeutiger Reglements in der Vergangenheit führt jedoch dazu, dass Hinterlassenschaften früherer industrieller Tätigkeiten noch in Form von TENORM in der Bundesrepublik Deutschland vorhanden sind und aus ihnen ein gesundheitliches Risiko resultieren kann.

Grundlage, die Gefahren, die von den zu betrachtenden Hinterlassenschaften ausgehen, einzuschätzen, ist die Kenntnis der realen Massen der in den Hinterlassenschaften gelagerten TENORM. Eine Evaluierung dieser Massen ist jedoch vielfach bestenfalls nur für einzelne Betriebe, nicht aber flächendeckend für die gesamte Staatsfläche der Bundesrepublik Deutschland möglich, da in der Regel keine hinreichend genaue Dokumentation vorliegt.

Eine Methode, die realen Massen der in der Bundesrepublik Deutschland in Hinterlassenschaften enthaltenen TENORM dennoch abzuschätzen, soll in der vorliegenden Studie vorgestellt werden. Dabei werden auf Grundlage der verarbeiteten Rohstoffmengen und aus der Kenntnis der üblichen Technologien die zu erwartenden Reststoffmengen sowie aus der Kenntnis der üblichen Entsorgungspfade die Masse der in verschiedenen Hinterlassenschaftstypen gelagerten TENORM abgeschätzt.

Dies wird exemplarisch am Beispiel der Gewinnung der für alle Industrienationen besonders wichtigen Metalle Eisen bzw. Stahl und Aluminium aufgezeigt.

2. Abschätzung von TENORM-Aufkommen in der Bundesrepublik Deutschland

2.1 Methodik zur Abschätzung von TENORM-Aufkommen

TENORM tritt immer dann auf, wenn im Rahmen von technologischen Prozessen natürliche Radionuklide in einem Produkt angereichert werden. Dies ist in besonderer Weise in der Grundstoffe gewinnenden Industrie gegeben, da in der Regel von einem aus der Natur geförderten Rohstoff, der eine Vielzahl von Begleitstoffen enthält, über technologische Prozesse ein Endstoff gewonnen wird und sich somit alle Begleitstoffe notwendigerweise in den Reststoffen des Verfahrens anreichern. Diese Reststoffe sind, sofern sie nicht als Wertstoffe eingesetzt werden können, einer Entsorgung zuzuführen.

Wenn sich nun auch im Laufe der Zeit gewisse Rahmenbedingungen in den Technologien ändern mögen (wie z.B. Gehalt der Abbauvorkommen, Prozesstechnik oder Effizienz der angewandten Prozesse), so ist dennoch der Anteil der Reststoffe, die sich aus einer in den Prozess einfließenden Rohstoffmenge ergeben, im Wesentlichen durch die Natur vorgegeben, sofern sich der technologische Gewinnungsprozess nicht in seinem Wesen ändert. Das Verhältnis v_0 der Gesamt-Reststoffmenge (d.h. ungeachtet ihrer späteren Verwendung und ggf. ihrer Aufteilung auf mehrere Produkte) zur in den Gewinnungsprozess einfließenden Rohstoffmenge lässt sich somit für jeden Grundstoff angeben. Dies wiederum bedeutet, dass aus

der Kenntnis der insgesamt aufbereiteten Rohstoffmengen $m_{Roh,A}$ des Rohstoffs A eine zu erwartende Reststoffmenge $m_{Rest,A}$

$$m_{Rest,A} = (v_0)_A \cdot m_{Roh,A} \tag{1}$$

ermittelt werden kann. Bei der eingesetzten Rohstoffmenge $m_{Roh,A}$ handelt es sich aus der Sicht einer Volkswirtschaft um deren Rohstoffbedarf bzgl. des Rohstoffs A. Dieser lässt sich mit

$$m_{Roh,A} = m_{A,Förderung} + m_{A,Import} - m_{A,Export} \tag{2}$$

aus der Förderung $m_{A,Förderung}$, dem Import $m_{A,Import}$ und dem Export $m_{A,Export}$ des Rohstoffs A ermitteln.

2.2 Ermittlung des Rohstoffbedarfs am Beispiel von Eisenerz und Bauxit

Betrachtet man nun Reststoffe aus der Gewinnung eines einzelnen Grundstoffs, so ist der Ausgangspunkt für die Ermittlung der in einem Staat zu erwartenden Reststoffmengen die Kenntnis des Rohstoffbedarfs. In der Bundesrepublik Deutschland werden alle Daten diesbezüglich beim Statistischen Bundesamt gepflegt und für einzelne Jahrgänge in Form von Fachreihen veröffentlicht ([4a], [4b]). Erhebliche Rohstoffmengen wurden in den letzten 50 Jahren aufbereitet. Dies liegt zum einen an dem nach dem Krieg enorm gestiegenen Bedarf an Grundstoffen, wie z.B. Metallen, zum anderen an gegenüber früheren Zeiten erheblich verbesserten technologischen Möglichkeiten.

Möchte man nun aber den in dieser Zeit angefallenen Gesamtbedarf für die Fläche der heutigen Bundesrepublik Deutschland ermitteln, so muss insbesondere dem durch die Wiedervereinigung 1990 veränderten statistischen Erfassungsgebiet Rechnung getragen werden. Um den Bedarf für die heutige Bundesrepublik zu ermitteln, wurde für die Jahre 1950 bis 1990 der Bedarf, wie er sich aus den Veröffentlichungen des Statistischen Bundesamtes für die Bundesrepublik vor der Wiedervereinigung ergibt, mit dem Verhältnis *a* der Gesamtbevölkerung zu der der Bundesrepublik vor der Wiedervereinigung ergibt, gewichtet:

$$a = \frac{\text{Bevölkerung (BRD)} + \text{Bevölkerung (DDR)}}{\text{Bevölkerung (BRD)}} \tag{3}$$

Die Bevölkerungszahlen können mithilfe der „Statistischen Jahrbücher“ beider Staaten ermittelt werden ([5a], [5b]). Über den gesamten Zeitraum von 1950 – 1990 hinweg betrachtet, liegt der Wichtungsfaktor *a* in etwa bei 1,3. Dieser Faktor soll zur Abschätzung des gesamten Erzbedarfs in der BRD (West) und der DDR dienen. Dieser Faktor ist lediglich ein Schätzwert. Er beruht auf der Annahme, dass der Erzbedarf pro Einwohner in beiden Staaten gleich war.

Für die vorliegende Studie werden die Ergebnisse aus den Recherchen für Eisenerz und Bauxit vorgestellt. Es ergibt sich der in den Diagrammen Abb.1 und Abb.2 dargestellte Bedarfsverlauf.

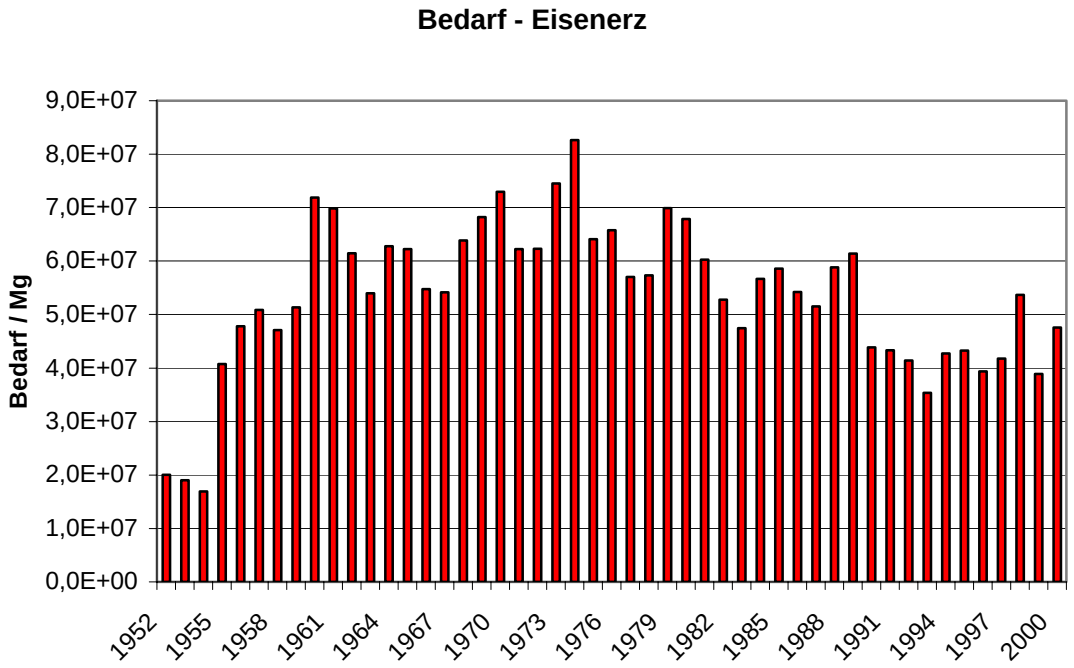


Abb.1: Bedarf an Eisenerz in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 1952 - 2000

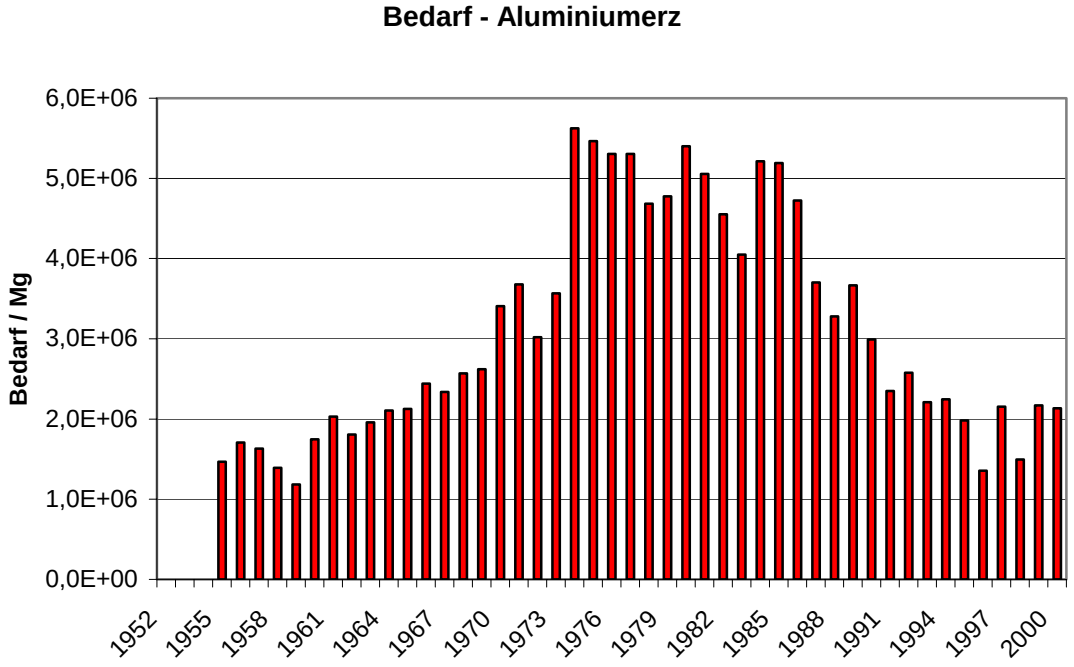


Abb.2: Bedarf an Bauxit in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 1952 - 2000

Der Gesamtbedarf in der Bundesrepublik Deutschland seit deren Gründung an Eisenerz belief sich somit auf ca. $3 \cdot 10^9$ Mg, der Gesamtbedarf an Bauxit belief sich auf ca. $150 \cdot 10^6$ Mg.

2.3 Ermittlung zu erwartender Reststoffmengen und der in verschiedenen Hinterlassenschaftstypen gelagerten TENORM

Für die Ermittlung der zu erwartenden Reststoffmengen aus der Kenntnis des Rohstoffbedarfs für einen bestimmten Rohstoff A ist die Ermittlung des in Kap. 2.1 eingeführten Faktors $(v_0)_A$ notwendig. Dieser ist für jeden Rohstoff individuell zu ermitteln.

2.3.1 Ermittlung von $(v_0)_{Eisenerz}$ für die Gewinnung von Eisen bzw. Stahl aus Eisenerz

Die Gewinnung von Eisen bzw. Stahl aus Eisenerzen folgt einem metallurgischen Prozess, bei dem in einem Hochofen die verwendeten Erze – sofern es sich um sulfidische Eisenverbindungen handelt, nach einem sog. Röstvorgang, bei dem die sulfidischen Verbindungen in Oxide überführt werden – zu purem Eisen oder Stahl reduziert werden. Dem Hochofenprozess werden Erzkonzentrate zugeführt. Diese werden durch mechanische Verfahren in der Regel am Ort des Erzabbaus gewonnen, wobei der Eisenerzanteil angereichert wird. Der dabei auftretende Reststoff verbleibt in Form von Abraum vor Ort und wird hier nicht weiter betrachtet. Beim Hochofenprozess entstehen als Reststoffe in erster Linie Schlacken, aber auch andere Stoffe, wie z.B. Aschen und Stäube [6].

Heute werden Erze mit einem Eisengehalt von 20 – 67% abgebaut, die in der Bundesrepublik verwendeten Erze zeichnen sich durch einen durchschnittlichen Eisengehalt von 64% aus [6]. Da die in die Reaktion eingebrachten Stoffe z. T. Sauerstoff enthalten, der mit dem Rauchgas entweicht, berechnet sich der Reststoffanteil aus dem Nichteisengehalt der verwendeten Erze abzüglich des Sauerstoffanteils. Es ergibt sich ein Reststoffanteil von

50 – 710 kg je Mg aufgearbeitetes Eisenerzkonzentrat.

Aufgrund des hohen Eisengehaltes der in Deutschland verhütteten Eisenerze wird der Faktor $(v_0)_{Eisenerz}$ für die Gewinnung von Eisen bzw. Stahl aus Eisenerzen auf 0,2 geschätzt.

2.3.2 Ermittlung von $(v_0)_{Bauxit}$ für die Gewinnung von Aluminium aus Bauxit

Die Gewinnung von Aluminium aus Bauxit folgt einem gänzlich anderen Prozess. Zunächst wird mittels des Bayer-Verfahrens Aluminiumoxid Al_2O_3 gewonnen. Dabei wird Bauxit mittels Natronlauge aufgeschlossen und Al_2O_3 abgetrennt. Die Ausbeute an Al_2O_3, die dabei erzielt wird, liegt bei ca. 50% bezogen auf die Bauxitmasse. Zurück bleibt der sog. Rotschlamm, der zu etwa 40% aus Wasser und im Übrigen aus den in Natronlauge unlöslichen mineralischen Bestandteilen des eingesetzten Bauxits besteht. Das gewonnene Al_2O_3 dient als Ausgangsstoff sowohl für die elektrolytrische Gewinnung von Aluminium als auch für die Erzeugung von Aluminiumhydroxid, das z.B. bei der Herstellung von Feuerfestkeramiken benötigt wird [7].

Bei dem im Gesamtprozess anfallenden Reststoff handelt es sich im Wesentlichen um Rotschlamm. Es ergibt sich ein Reststoffanteil von

ca. 500 kg je Mg aufgearbeitetes Bauxit.

Für den Faktor $(v_0)_{Bauxit}$ für die Aufbereitung von Bauxit ist somit ein Wert von 0,5 anzugeben.

2.3.3 Abschätzung der Gesamt-Reststoffmengen in der Bundesrepublik Deutschland resultierend aus der Aufbereitung von Eisenerzen und Bauxit in den Jahren 1952 - 2000

Aus den in den Kap. 2.3.1 und 2.3.2. entwickelten Faktoren für v_0 und dem in Kap. 2.2 ermittelten Rohstoffbedarf lässt sich die Gesamt-Reststoffmenge für die Jahre 1952 – 2000

- aus der Aufbereitung von Eisenerzen zu einem Wert von ca. $0{,}6 \cdot 10^9$ Mg
- aus der Aufbereitung von Bauxit zu einem Wert von ca. $70 \cdot 10^6$ Mg

abschätzen.

3. Radiologische Konsequenzen

Um radiologische Konsequenzen aus den bisher gewonnenen Kenntnissen abschätzen zu können, muss die Zusammensetzung der Reststoffe sowie ihr Verbleib bzw. die Art ihrer Weiternutzung oder ihrer Entsorgung geklärt werden.

Bei der Aufbereitung von Eisenerzen machen Schlacken laut [6] 74% aller Reststoffe aus. Sie finden u. a. Verwendung im Straßenbau, im Gleis- und Wasserbau, als Zuschlagstoff in der Baustoffindustrie und bei der Produktion von Düngemitteln. Welchen Anteil welcher Verwendungspfad im Hinblick auf die Bundesrepublik insgesamt und über den ganzen Betrachtungszeitraum seit 1952 innehat, konnte im Rahmen der vorliegenden Arbeiten nicht im Detail und über die Gesamtfläche der Bundesrepublik ermittelt werden. Die Annahme jedoch, dass 20% der entstandenen Schlacken im Straßenbau genutzt wurden, führt zu einer Verwendung von ca. $0{,}1 \cdot 10^9$ Mg. Bei einer mittleren Dichte von 3 g/cm^3, einer Schüttdichte von 60%, einer Stärke des Straßenunterbaus von 50 cm und einer mittleren Straßenbreite von 7,5 m ergibt sich daraus eine Nutzung dieses Reststoffanteils auf einer Länge von 13.000 km neu gebauter Straße. Ungeachtet des tatsächlichen Aktivitätsinhalts der verwendeten Schlacke zeigt diese große Strecke, dass eine detailliertere Untersuchung tatsächlich auftretender Strahlendosen etwa für Straßenbauarbeiter oder Anwohner notwendig ist. Das gleiche gilt entsprechend für die weitere Nutzung oder Entsorgung der übrigen Schlacke sowie der weiteren Reststoffe, wie Zunder, Schlämme, Stäube, u.s.w.

Für Rotschlamm als den Reststoff aus der Aluminiumgewinnung wurden zwar verschiedene Möglichkeiten der Weiternutzung untersucht, in der Bundesrepublik Deutschland praktisch nicht umgesetzt. Er wurde weitgehend Monodeponien zugeführt. Eine Untersuchung tatsächlich auftretender Strahlendosen ist mithin nur für Deponiearbeiter und ggf. für Anwohner zu ermitteln.

4. Diskussion

Die vorliegende Methode stellt ein einfaches Verfahren dar, absolute und über einen längeren Zeitraum akkumulierte Rückstandsmengen abzuschätzen. In der Weise, in der sie hier für die Ermittlung von Rückstandsmengen aus der Aufbereitung von Eisenerzen und Bauxit vorgestellt wurde, lässt sie sich auch auf weitere Rohstoffe übertragen. In Tab. 1 sind die entsprechend gewonnenen Ergebnisse für die Ermittlung von Rückstandsmengen aus der Aufbereitung weiterer Erze zusammengestellt.

Tab.1: Berechnung der Gesamtrückstände bei der Aufbereitung verschiedener Rohstoffe

Ausgangsrohstoff	**Rohstoffbedarf 1952 – 2000 [10^6 Mg]**	**v_0[1] (berechnet)**	**Gesamtrückstände [10^6 Mg]**
Bleierz	12	0,3	4
Chromerz	16	1,9	30
Kobalterz	0,6	0,8	0,5
Kupfererz	58	0,5	30
Manganerz	27	1,1	30
Molybdänerz	0,54	1,4	0,8
Nickelerz	0,005	1,0	0,005
Niob- / Tantalerz	0,022	4,0	0,1
Titanerz	22	0.5	11
Wolframerz	0,19	0,5	0,1
Zinkerz	27	0,2	5
Zinnerz	0,26	0,4	0,1
Zirkonium- / Hafniumerz	1,9	0,9	1,7

Dennoch sind dem Verfahren Grenzen gesetzt: Die großtechnische Nutzung und Ausbeutung verschiedener der oben erwähnten Rohstoffe setzte lange vor 1950 ein. Die Bedeutung von Stahl beispielsweise in der Gründerzeit des 19. Jahrhunderts als Konstruktionsmaterial ist allgemein bekannt. Andere Rohstoffe erlangten erst in jüngster Vergangenheit Bedeutung. Die Hauptanwendung von Zirkonium beispielsweise liegt in der Kerntechnik, die von Tantal in der Mikroelektronik. Die Stoffe unter den in Tab. 1 genannten, deren großtechnische Gewinnung bereits vor 1950 auf der Fläche der heutigen Bundesrepublik Deutschland eine bedeutende Rolle spielt, sind Eisen/Stahl, Chrom, Mangan, Blei, Kupfer, Nickel, Zink, Zinn und Wolfram.

Für die entsprechenden Rohstoffe ist für eine radiologische Bewertung mithin noch zusätzlich der Bedarf der weiteren Vergangenheit zu eruieren. Dies erfordert eine detaillierte Recherche aller statistischen Erfassungen der früheren Verwaltungen. Für die Bundesrepublik Deutschland sind es die statistischen Erhebungen des Deutschen Reichs und teils für die Zeit vor 1933, teils für die Zeit vor 1918, in jedem Fall aber für die Zeit vor 1872 die jeweiligen statistischen Erhebungen der deutschen Einzelstaaten. Dies ist aufgrund veränderter Staatsgebiete sowie veränderter statistischer Erfassungsgebiete und –systematiken nur unter diversen Annahmen möglich. Stichprobenartige Überprüfungen anhand historischer Statistiken zu den Produktionszahlen ([8], [9]) der oben genannten Stoffe legen nahe, dass für die gesamte Men-

[1] Werte für v_0, die größer als 1 sind, erklären sich aus der Anwendung eines technologischen Prozesses, in dessen Verlauf Zuschlagstoffe dem Prozess zugeführt werden, die zu einer größeren Reststoffmenge führen können, als an Rohstoffen eingesetzt werden.

ge von Rückständen, d.h. über die gesamte Vergangenheit integriert, ein gegenüber den in Tab.1 aufgeführten Mengen um den Faktor 1,5 und im Fall von Nickel und Zinn ein um den Faktor 2 erhöhter Wert zu erwarten ist.

Danksagung

Die Autoren sind Herrn Dr. J. Gerler vom Bundesamt für Strahlenschutz für seine fachliche Unterstützung zu Dank verpflichtet. Der Dank der Autoren gilt weiterhin dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, das das Projekt unter dem Zeichen StSch 4386 finanziell gefördert hat.

Literatur

[1] Gesell, T. F., Prichard, H. M.: The technologically enhanced natural radiation environment, Health Physics 28, 361-366, 1975

[2] National Research Council: Evaluation of Guidelines for Exposures to Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials, National Academy Press, Washington, 1999

[3] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20. Juli 2001 (§ 3, §§ 97 – 102)

[4a] Statistisches Bundesamt, Wiesbaden: Fachserie 4, Reihe 3.1: Produktion im produzierenden Gewerbe, div. Jahrgänge

[4b] Statistisches Bundesamt, Wiesbaden: Fachserie 2, Reihe 3: Außenhandel nach Waren und Ländern (Spezialhandel), div. Jahrgänge

[5a] Statistisches Bundesamt, Wiesbaden: Statistisches Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland, div. Jahrgänge

[5b] Staatliche Zentralverwaltung für Statistik der DDR, Berlin: Statistisches Jahrbuch der Deutschen Demokratischen Republik, div. Jahrgänge

[6] Winnacker, K., Küchler, L.: Chemische Technologie, Bd. 4: Metalle, Carl Hanser Verlag, München und Wien, 1986

[7] Internet-Information der Fa. Aluminium Oxid Stade GmbH, Johann-Rathje-Köser-Straße, D-21683 Stade-Bützfleth, 2004 http://www.aos-stade.de/pages/produktion/main-produktionsverfahren.html

[8] Sauer, U.: Deutsche Geschichte seit 1815: Daten, Fakten, Dokumente, Bd.1: Daten und Fakten, A. Franke Verlag, Tübingen und Basel, 2004

[9] Fischer, W.: Statistik der Montanindustrie Deutschlands 1915 - 1985, Scripta Mercatura Verlag, St. Katharinen, 1995

AKTIVIEREN SCHWERER ELEMENTE BEI EXPERIMENTEN: SPÄTERE ZWISCHENLAGERUNG UND ENTSORGUNG

AFTER THE ACTIVATION OF HEAVY ELEMENTS IN THE COURSE OF EXPERIMENTS: INTERMEDIATE STORAGE AND DISPOSAL

U. Ehrlicher, H.F. Beer

Paul Scherrer Institut PSI, Schweiz

Zusammenfassung *—Schon bei der Planung von Experimenten, bei denen Material aktiviert werden soll, muss der Strahlenschutz unter dem Aspekt der Entsorgung einbezogen werden. Materialien mit schweren Elementen, die durch Neutronen oder schwere Teilchen im Beschleuniger aktiviert wurden, können nach 10 Jahren noch Aktivitäten im Bereich mehrerer TBq enthalten. Das Gefahrenpotenzial ist vorgängig an jedem späteren Standort zu ermitteln, um entsprechende Schutzmassnahmen zu planen. Die längste Zeit wird das Material, vor einer Endlagerung, jedoch in einem Zwischenlager wie dem BZL verbringen.*

Das PSI berechnet die maximale Personendosis in Störfällen (Flugzeugabsturz mit anschliessendem Treibstoffbrand), um das Gefahrenpotential für das BZL einzuschätzen.

Folgende Punkte behandelt dieser Vortrag:
- *Personendosis für die Bewohner umliegender Gemeinden in einem Störfall vor und nach der Einlagerung des aktivierten Materials,*
- *Einhaltung des Schutzziels (Personendosis) von maximal 100 mSv,*
- *mögliche Massnahmen zur Verminderung des Gefahrenpotentials,*

Summary *— When materials are foreseen to be activated in the course of experiments, radiation protection must also be considered from the aspect of waste disposal. Materials containing heavy elements still can bear some TBq of activity 10 years after irradiation with neutrons or heavy particles in an accelerator. The potential danger has to be assessed for each storage position in behalf of planning protective measures. For the longest period, however, the material will rest in an interim storage like the BZL in Würenlingen, Switzerland, waiting for its final disposal.*

PSI calculates the maximum personal dose for accidents (plane crash followed by a fire hazard) to assess the potential risk around the BZL.

The following speech will deal with items like:
- *Personal dose for the inhabitants of communities in the vicinity of the BZL after a possible accident before and after the storage of the activated materials,*
- *adherence to the aims of protection (personal dose of less than 100 mSv),*
- *possible measures to minimize the potential danger,*

Schlüsselwörter *—Störfall-Folgedosis, radioaktiver Abfall, Protonenbeschleuniger*
Keywords *—radiological accident, radioactive waste, proton accelerator*

1. Einleitung

Im Allgemeinen denkt man bei Materialien mit Aktivitäten im Bereich einiger TBq und Dosisleistungen im Sv-Bereich an Bauteile aus Kernkraftwerken oder allenfalls an Quellen aus der Medizin. In zunehmendem Masse werden jedoch auch bei Beschleuniger-Experimenten Materialien mit hohen Energien und Strahlleistungen beaufschlagt, wobei Radionuklide erzeugt werden, deren Aktivität uns über Jahre bis Jahrzehnte vor strahlenschützerische Aufgaben stellen wird.

Das PSI als schweizerische Sammelstelle für radioaktive Abfälle aus Medizin, Industrie und Forschung (MIF) ist nach Art. 87 der Strahlenschutzverordnung verpflichtet, alle radioaktiven Materialien, die nicht mehr verwendet und als „Abfall“ deklariert werden, anzunehmen und zu konditionieren. Bis zur Endlagerung werden die konditionierten Abfälle, falls das PSI dafür nicht gemäss Art. 87a „Dritte beizieht“ (z.B. ZWILAG), im Bundeszwischenlager BZL in Würenlingen aufbewahrt.

Nach der neuen Betriebsbewilligung für das BZL muss das PSI nachweisen, dass nach einem schwerwiegenden Störfall die maximale Personendosis für die Bevölkerung im ersten Jahr nach Eintritt des Störfalls unter dem Schutzziel von 100 mSv liegt. Vor der Einlagerung hoher Nuklidinventare steht also immer die Frage: Können wir das Schutzziel einhalten?

2. Um welche Materialien handelt es sich?

Mit Neutronen oder Protonen aktivierte Targets und Abschirmungen, die schwere Elemente enthalten (z.B. Blei, Wismut, Uran), weisen je nach Material und Art der Aktivierung langlebige Alphastrahler auf, mit Aktivitäten einiger Giga- bis Tera-Bq. Daneben findet man beta / gammastrahlende Spalt- und Aktivierungsprodukte, wie sie auch von den Abfällen der Kernkraftwerke her bekannt sind, jedoch begleitet von hohen Anteilen „exotischer“, das heisst allgemein weniger bekannter Nuklide. Einige davon haben extrem kurze Halbwertszeiten von wenigen Sekunden. Man findet sie zum Teil nicht einmal in der Karlsruher Nuklidkarte. Nach kurzer Zeit sind sie abgeklungen, sollte man meinen. Aber als Töchter langlebigerer Zerfallsprozesse werden viele von ihnen über Jahre hinaus neu gebildet. Ihre Dosisleistung ist nicht zu vernachlässigen: In aktivierten Uranplatten zum Beispiel, die in Beschleunigern als Abschirmung und Kollimatoren gedient hatten, wird das kurzlebige Pb-207m aus dem Zerfall von Bi-207 mit einer Halbwertszeit von 31,5 Jahren nachgeliefert. Dieses ist, als harter Gammastrahler, bestimmend für die Dosisleistung von immerhin 3,3 mSv/h in 10 cm Entfernung von der Oberfläche der Platten. Im Inventar des BZL finden sich mehrere solcher Beispiele.

Die Handhabung aktivierter Beschleunigerteile, besonders von Targets und Kollimatoren, benötigt bereits jetzt strengste Vorkehrungen durch den Strahlenschutz. Neu anvisierte Experimente arbeiten aber mit zunehmend höheren Strahlleistungen und immer neuen Materialien. Darunter sind schwere Elemente, in denen durch Wechselwirkung mit Protonen, Neutronen und anderen schweren Teilchen Alphastrahler sowie spaltbare Isotope und deren Spaltprodukte entstehen können. Diese stellen nicht nur durch ihre Dosisleistung, sondern auch wegen der Radiotoxizität potentielle Gefahrenquellen dar. Bei der zukünftigen Planung von Beschleunigerbetrieb, Experimenten sowie späterer Entsorgung und Lagerung aktivierter Komponenten wird deshalb erhöhtes Augenmerk auf das erzeugte Nuklidinventar gerichtet.

3. Was geschieht mit aktivierten Komponenten?

Der Wechsel von Beschleunigerteilen und Targets wird, da diese meist Teil des evakuierten Systems einer Anlage sind, während eines sogenannten Shutdown durchgeführt, bei dem das gesamte System belüftet wird. Das heisst, um längere Stillstände zu vermeiden, müssen Teile oft nach kurzen Abklingzeiten gewechselt werden, wenn die Dosisleistung durch den Anteil kurzlebiger Nuklide noch relativ hoch ist. Nach Massgabe des Strahlenschutzes und entsprechend abgeschirmt wird das aktivierte Material in geeigneten Behältern (z.B. PSI-Betoncontainern KC-T12, KC-T30 oder GC-T24) zwischengestapelt. Sperrige Komponenten werden nur dann zerkleinert, wenn dies unbedingt notwendig ist, da solche Arbeiten besondere Massnahmen zum Kontaminationsschutz z.B. in der am PSI-West bereitstehenden Hotzelle erfordern. Die radioaktiven Abfälle werden meist durch Einbetonieren in den genannten Betoncontainern endkonditioniert, wobei spezielle, am PSI entwickelte Mörtelmischungen zum Einsatz kommen [1]. Materialien mit besonders hohem Gefahrenpotential, z.B. hohen Alpha-Aktivitätskonzentrationen oder gasförmigen Nukliden, werden vor dem Einzementieren in gasdichten Stahlbehältern verpackt.

Wie alle endkonditionierten radioaktiven Abfälle aus Medizin, Industrie und Forschung werden auch die Beschleunigerkomponenten im Normalfall im Bundeszwischenlager (BZL) bis zur Endlagerung eingelagert. Dies erfolgt unter strengsten qualitätssichernden Massnahmen. Dazu gehört vor allem eine möglichst genaue und vollständige Erfassung des Nuklidinventars und der Materialzusammensetzung sowie Messung der mittleren und maximalen Dosisleistung an allen 6 Seiten der Container. Näheres dazu enthält der Beitrag Nr. 34 „Charakterisierung und Klassifizierung radioaktiver Abfälle aus den Beschleuniger-anlagen des PSI“ [2] von Sabine Teichmann, Michael Wohlmuther und Jan Züllig. Das Nuklidinventar ist der Schlüssel zur eingangs erwähnten Berechnung der maximalen Personendosis, die nach einem Zwischenfall im BZL zu erwarten wäre.

4. Störfallstudien für das BZL

Zum Bau des Schweizerischen Bundeszwischenlagers für radioaktive Abfälle BZL wurde im Jahre 1984 ein Sicherheitsbericht erstellt, der unter anderem die Anforderungen an das Lagergut beschreibt und das zu erwartende Nuklidinventar zusammenstellt. Aufgrund technischer Neuerungen wurde eine Neufassung eingereicht und im Dezember 2004 bewilligt. Die Bundesrätliche Bewilligung verlangt unter anderem eine regelmässige Überprüfung der Schutzziele nach der HSK-Richtlinie R-29 „Anforderungen an die Zwischenlagerung radioaktiver Abfälle“. Schutzziele 2 und 3 fordern für schwere Störfälle eine maximale Individualdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung von 100 mSv. Als schwerster Störfall wird ein Flugzeugabsturz auf das Zwischenlager mit anschliessendem Treibstoffbrand definiert.

Vor vier Jahren wurde die erste Störfallstudie für das BZL erstellt. Weitere Berechnungen folgten immer dann, wenn abzusehen war, dass das einzulagernde Nuklidinventar den für die vorangegangene Studie zugrunde gelegten Umfang signifikant überschreiten würde.

Alle Störfallstudien beruhten auf zwei Säulen:

- Dem Quellterm der freigesetzten Nuklide, der aus den Nuklidinventaren im BZL, den Eigenschaften der endkonditionierten Lagerbehälter und dem angenommen Schadensbild berechnet wird und
- einer Modellierung zur Schadstoffausbreitung in der Umwelt nach dem Störfall.

Zur Modellierung wird das von der STEAG-encotec in Essen erstellte Programm „EXPO41“ verwendet. Es basiert auf der HSK-Richtlinie R-41 „Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung aufgrund von Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernanlagen“. Bei der Berechnung werden Faktoren wie Ausbreitung in Luft, Wasser und Boden, geographische Voraussetzungen in der Umgebung des Zwischenlagers, Expositionspfade sowie Lebens- und Essgewohnheiten der umliegenden Bevölkerung berücksichtigt. Für detaillierte Informationen wird auf die HSK-R-41 [3] verwiesen.

Eingangsdaten in das Programm EXPO41 seitens des PSI liefert der sogenannte Quellterm. Er besteht aus zwei Listen mit den in einem maximalen Schadensfall freigesetzten Nukliden,
- aus dem Teil des BZL mit Fassharrassen, die je 9 endkonditionierte 200-Liter-Fässer enthalten und
- aus dem Containerteil, in dem sich im Wesentlichen zwei Sorten von Betoncontainern befinden: Runde 1 m^3 Abschirmcontainer (BC) mit 200-Liter-Fässern und quaderförmige 4,5 m^3 Container KCT-12.

Den Berechnungen zum Quellterm wird ein nach Abfallgebindetypen eingeteiltes Nuklidinventar zu Grunde gelegt. In jedem Abfallgebindetyp sind technische Merkmale der betreffenden Fässer oder Container sowie minimale und maximale Material- und Nuklidinventare spezifiziert und in der Datenbank für schweizerische radioaktive Abfälle ISRAM gespeichert. Die Nuklidinventare der bereits vorhandenen Gebinde sind bekannt und ebenfalls in der Datenbank abgelegt. Somit ist es möglich, für jeden Gebindetyp auch künftige Zuwachsraten zu prognostizieren und damit die spezifizierten Inventare zu multiplizieren, was sehr genaue Prognosen für die in den kommenden Jahren zu erwartenden Nuklidinventare des BZL erlaubt. Dies gilt jedoch nur für die bereits bekannten Gebindetypen.

Neue Abfallsorten und Gebindetypen erfordern somit die Aktualisierung der Störfallstudie, wie das folgende Beispiel eines geplanten Targets zeigt, das im PSI-eigenen Protonenbeschleuniger zum Einsatz kommen soll.

5. Ein Blei-Wismut-Target als Beispiel

Strahlenschutzaspekte bei der Entsorgung von Beschleunigermaterial werden demonstriert am Beispiel der Planung für ein neues Spallationstarget, das mit Protonen bestrahlt werden soll. Die rohrförmige Hülle des Targets besteht grösstenteils aus zwei Chrom-Nickel-Stählen (T-91 und 316L) mit verschiedenen Gehalten an Mangan, Molybdän, Vanadium und Kupfer. Der Bereich des Strahleintrittsfensters enthält eine Aluminium-Magnesium-Legierung (AlMg3). Die eutektische Blei-Wismut-Legierung im Inneren der Hülle, insgesamt ca. 80 Liter, wird durch die Protonenbestrahlung auf 230 bis 400 °C erhitzt, verflüssigt und mit Pumpen ständig umgewälzt. Die Strahlleistung beträgt 1,4 mA mit einer Protonenenergie von ca. 575 MeV, also ca. 0,8 MW, während einer Bestrahlungszeit von 200 Tagen.

6. Erwartetes Nuklidinventar nach Einsatz des Targets

6.1 Berechnung der Nuklidaktivitäten

Die Modellierung der Spallationsvorgänge durch Protonenbestrahlung im Blei-Wismut-Gemisch mitsamt den enthaltenen Spurenelementen und die anschliessende Wechselwirkung mit sekundär gebildeten Neutronen erfordert komplizierte Berechnungen und entsprechende Nuklid- und Wirkungsquerschnittsdatenbanken. Man muss sich nur vorstellen, dass die ursprünglich vorhandenen Targetatome zuerst aktiviert werden und in den schweren Elementen auch Spaltprozesse stattfinden. Die entstehenden Spalt- und Aktivierungsprodukte umfassen ein breites Spektrum von Nukliden, die selber aktiviert werden, wodurch neue Aktivierungsprodukte entstehen. Beim Zerfall der aktivierten Kerne bilden sich, auch lange nach der Bestrahlung, Tochterisotope, von denen ein Teil wiederum radioaktiv ist.

Ebenso modelliert wurden das Hüllmaterial des Targets zusammen mit den umgebenden Strukturteilen der Anlage, sofern diese ebenfalls aktiviert werden oder die Sekundärneutronen reflektieren bzw. moderieren. Zu den Berechnungscodes verweise ich nochmals auf den Beitrag von Teichmann, Wohlmuther und Züllig.

Ergebnis solcher Berechnungen ist jeweils ein „Zoo“ von Aktivierungs- und Spaltprodukten, der ca. 1500 verschiedene Isotope enthalten kann. Berücksichtigt man nur solche, die nach einer gewissen Abklingzeit über den Freigrenzen nach der schweizerischen Strahlenschutz-verordnung liegen werden, verbleiben innerhalb der ersten Monate nach Bestrahlungsende noch 300 bis 500 Isotope.

Zur Ermittlung der Abklingzeit einzelner Isotope genügt es nicht, das Abklingen mit der normalen Halbwertszeit zu berechnen. Viele der kurzlebigen Nuklide werden, wie oben erwähnt, als Töchter oder Enkel langlebigerer Isotope nachgebildet. Um dies zu berücksichtigen, wurden „effektive physikalische Halbwertszeiten“ berechnet (nicht zu verwechseln mit den effektiven Halbwertszeiten zur Ermittlung von Dosiskonversions-faktoren, die sich aus physikalischer und biologischer Halbwertszeit zusammensetzen). Damit konnten weitere Berechnungsschritte vereinfacht in Tabellenkalkulationsprogrammen vorgenommen werden, ohne die komplizierteren Modellierungsprogramme zu bemühen.

6.2 Aktivitäten im Blei-Wismut-Eutektikum

Im Falle des Pb-Bi-Targets sammelte der Autor mehrere Inventarberechnungen mit verschiedenen am PSI benutzten Codes zum Vergleich. Die Gesamtaktivitäten in den rund 80 Litern Eutektikum liegen nach einem Monat Abklingzeit mit relativ geringer Streubreite zwischen 800 und 1200 TBq. Nach einem Jahr sind es noch ca. 150 TBq, nach 10 Jahren 25 TBq und nach 100 Jahren 3,5 TBq.
Vergleicht man z.B. die Berechnungen durch die Programme CINDER'90, Version CD01A3 (10/17/01) / Lib00C (10/02/00) (E. Pitcher [4]) mit der Modellierung FLUKA und anschliessender Bildungs- / Zerfallsberechnung durch ORIHET3, werden die Unterschiede erst dann deutlich, wenn die Nuklide nach Zerfallsart und Halbwertszeit unterteilt werden, wie Tabelle 1 zeigt:

Tab. 1: Unterschiedliche Wichtung der Isotopengruppen im Pb / Bi-Target durch die Programme CINDER'90 und FLUKA / ORIHET, Abklingzeit 1 Monat

Isotopengruppe	**CINDER'90**	**FLUKA / ORIHET3**
	Bq	**Bq**
Summe Alpha <110 Jahre (Po -Isotope)	1.77 E+14	4.06 E+14
Summe Alpha >110 Jahre (Gd-148/seltene Erden)	1.45 E+07	3.00 E+03
Summe Beta/Gamma <5.3 Jahre (incl. Co-60)	7.31 E+14	7.44 E+14
Summe Beta/Gamma 5.3 bis 31 Jahre (incl. Cs-137 / Ba-137)	1.16 E+13	1.17 E+12
Summe Beta/Gamma 31 bis 1000 Jahre	1.37 E+13	2.71 E+13
Summe Beta/Gamma >1000 Jahre	2.96 E+11	8.26 E+09
Summe gesamt	**9.33 E+14**	**1.18 E+15**

Die Kombination FLUKA / ORIHET3 liefert konservativere Werte im Bereich der alphastrahlenden Po-, Bi- und Pb-Isotope, die, wie im Folgenden noch gezeigt wird, den grössten Beitrag für die Berechnung der Störfalldosis liefern. Alle weiteren Abschätzungen und Berechnungen wurden deshalb auf der Basis dieser Codes vorgenommen. In der folgenden Tabelle 2 wird die zeitliche Entwicklung der einzelnen Nuklidgruppen verdeutlicht.

Tab. 2: Abklingverhalten der Gesamtaktivität und der beteiligten Isotopengruppen im Pb / Bi-Target (Programm FLUKA / ORIHET)

Isotopengruppe	**nach 1 Monat**	**nach 1 Jahr**	**nach 10 Jahren**	**nach 100 Jahren**
	Bq	**Bq**	**Bq**	**Bq**
Summe Alpha <110 J.	4.06 E+14	7.82 E+13	6.39 E+11	1.59 E+10
Summe Alpha >110 J.	3.00 E+03	3.00 E+03	3.01 E+03	3.02 E+03
Summe B/G <5.3 J.	7.44 E+14	5.83 E+13	1.42 E+12	5.73 E+09
Summe B/G 5.3 - 31 J.	1.17 E+12	1.11 E+12	7.18 E+11	2.93 E+10
Summe B/G 31 - 1000 J.	2.71 E+13	2.65 E+13	2.19 E+13	3.60 E+12
Summe B/G >1000 J.	8.26 E+09	8.26 E+09	8.30 E+09	8.38 E+09
Summe gesamt	**1.18 E+15**	**1.64 E+14**	**2.47 E+13**	**3.66 E+12**

6.3 Aktivitäten im Hüllmaterial des Targets

Tabelle 3 gibt die Aktivitätsverteilung für den Bereich des Targetfensters nach der Berechnung mit CINDER'90, V. CD01A3 und Lib00C Okt. 2000 wieder. Diese ist ca. um den Faktor 2 konservativer als die Modellierung mit dem Code FLUKA / ORIHET3. Die weniger konservative Modellierung prognostiziert eine sehr ähnliche Aktivitätsverteilung für den Bereich des Strahlfensters zusammen mit allen übrigen, deutlich schwächer aktivierten Strukturmaterialien.

Tab. 3: Aktivitätsverteilung und Abklingverhalten im Strukturmaterial des Targets mit CINDER'90, V. CD01A3 und Lib00C [4] für den Bereich des Strahlfensters,

Isotopengruppe	nach 1 Jahr	nach 10 Jahren	nach 100 Jahren
	Bq	Bq	Bq
Summe B/G <5.3 J.	2.55 E+13	2.18 E+12	3.54 E+08
Summe B/G 5.3 - 31 J.	2.81 E+10	1.69 E+10	1.08 E+08
Summe B/G 31 - 1000 J.	3.75 E+09	3.51 E+09	1.52 E+09
Summe B/G >1000 J.	2.82 E+10	2.82 E+10	2.82 E+10
Summe gesamt	2.56 E+13	2.23 E+12	3.02 E+10

Die Strukturmaterialien werden also nach den Berechnungen keine Alphastrahler aufweisen, abgesehen von Aktivierungsprodukten geringer Uranverunreinigungen. Vergleiche zwischen Tabelle 2 und 3 zeigen, dass die Aktivitäten des Hüllmaterials gegenüber denen des Blei-Wismut-Eutektikums kaum ins Gewicht fallen, abgesehen von den langlebigsten Beta- und Gammastrahlern, die vom Isotop Ca-41 dominiert werden könnten. Könnten deshalb, weil gerade dieses Isotop durch die verschiedenen Berechnungen sehr unterschiedlich bewertet wird (2 MBq mit CINDER'90, 28 GBq mit FLUKA / ORIHET3).

7. Berechnete Folgedosis nach einem möglichen Flugzeugabsturz auf das BZL

Die vorangegangenen Störfallstudien für das BZL zeigen, dass nach einem Flugzeugabsturz auf das Gebäude mit anschliessendem Kerosinbrand für die Bevölkerung Personendosen von maximal 30 mSv zu erwarten wären. Dabei wird eine bestimmte Schadensverteilung zwischen den Harrassen mit 200-Liter-Fässern und dem Lagerteil mit den Betoncontainern angenommen. Die Betoncontainer werden als etwas stabiler eingeschätzt als die 200-Liter-Fässer.
Für die Konditionierung des aktivierten Blei-Wismut-Targets werden zwei Grundversionen in Betracht gezogen:

Version 1: Das Pb-Bi-Eutektikum wird in einer Hotzelle aus der Hülle ausgeschmolzen und in ein Stahlgefäss gegossen, das anschliessend dicht verschweisst wird.
Version 2: Das gesamte Target wird in einer Hotzelle in mehrere Teile geschnitten und in Stahlgefässen dicht verschweisst.

Beide Versionen sehen die anschliessende Konditionierung in dickwandigen 4,5 m^3 Betoncontainern KC-T30 vor. Die berechneten und in Tabellen 2 und 3 zusammengestellten Nuklidinventare wurden also zu den bereits vorhandenen Inventaren des Containerlagers im BZL addiert. Daraus wurden die nach einem modellierten Flugzeugabsturz freigesetzten Nuklidinventare berechnet, einmal im heutigen Zustand ohne das Pb-Bi-Target mit seinen Hüllmaterialien, einmal mit dem Target und dessen Hülle. Ein kleiner Teil der Materialien wird zur radiochemischen Untersuchung im Hotlabor des PSI temporär verbleiben.

Das Ergebnis überrascht zunächst: Kämen die Container mit den Targetmaterialien 1 Jahr nach dem Shutdown des Protonenstrahls ins BZL, wäre das Schutzziel von 100 mSv für die Folgedosis um den Faktor 20 überschritten. Aber bereits nach zwei weiteren Jahren, also 3 Jahre nach dem Shutdown, würde das Schutzziel gerade erreicht.

Sensitivitätsstudien haben gezeigt, dass für die Bevölkerungsdosis die Poloniumisotope Po-208, Po-209 und Po-210 dominant sind. Da diese das Inventar des Blei-Wismut-Eutektikums bestimmen, ist die Aktivität der Strukturmaterialien für den Störfall von eher untergeordneter Bedeutung.

8. Folgerungen für die Lagerung des konditionierten Targets

Die Folgerung ist also, die Container mit den Targets erst nach drei Jahren Abklingzeit im BZL zwischenzulagern. Vom praktischen Strahlenschutz her würde diese Lösung innerhalb des PSI keine Verbesserung bringen, denn es existiert kein sicherer Lagerplatz als das BZL.

Wo aber soll der Container in den ca. drei Jahren bis zum Abklingen unter das Schutzziel gelagert werden? Die derzeit Bevorzugte Option wäre die vorübergehende Lagerung in einer absturzsicheren Halle ausserhalb des PSI. Dies würde aus rechtlichen Gründen einen Transport über öffentliche Strassen bedingen. Dem steht entgegen, dass mehrere Polonium-, Blei- und Wismutisotope die auf ein solches konditioniertes Target anwendbaren Transport-grenzwerte für öffentliche Verkehrswege überschreiten werden. Ein solcher Transport wäre nur mit einer behördlichen Sonderbewilligung oder mit einer passenden Umverpackung für den Container möglich.

An diesen Fakten werden auch weiter verfeinerte Berechnungen nichts grundlegend ändern. Es bleibt nur der Weg, mit allen beteiligten Instanzen ein einvernehmliches Lösungskonzept für die Entsorgung zu finden, das nicht nur den rechtlichen Vorgaben, sondern auch den Optimierungsgrundsätzen des Strahlenschutzes und dem ALARA-Prinzip für die ausführenden Personen und für die benachbarte Bevölkerung gerecht wird.

9. Danksagung

Meinen Kollegen Åke Strinning und Luca Zanini, die am Projekt beteiligt sind, möchte ich herzlich dafür danken, dass sie mir bis zum Abschluss dieses Skripts die aktuellsten Aktivitätsberechnungen zur Verfügung gestellt haben.

10. Literaturverzeichnis

[1] Wällisch, A.H.: Entwicklung eines hoch fliessfähigen Feinmörtels – ein Beitrag zum praktischen Strahlenschutz beim Rückbau des Forschungsreaktors DIORIT, in diesem Tagungsband

[2] Teichmann, S., M. Wohlmuther, J. Züllig: Charakterisierung und Klassifizierung radioaktiver Abfälle aus den Beschleunigeranlagen des PSI, in diesem Tagungsband

[3] Richtlinie HSK-R-41: Hauptabteilung für die Sicherheit von Kernanlagen, Würenlingen, Juli 1997 (www.hsk.psi.ch/deutsch/gesetzgrundlagen/start4.htm)

[4] E. Pitcher: Summary Report on Neutronics Works in Support of MEGAPIE; AAA Quarterly Report, Los Alamos, October-December 2002

STRAHLENSCHUTZ BEI DER ZWISCHENLAGERUNG BESTRAHLTER BRENNELEMENTE IM STANDORTZWISCHENLAGER LINGEN

RADIATION PROTECTION BY INTERIM STORAGE OF RADIATED FUEL IN STANDORTZWISCHENLAGER LINGEN

F. Börchers, A. Reimer
TÜV Nord EnSys Hannover GmbH und Co. KG

Zusammenfassung *— Vor dem Hintergrund des Verbots der Wiederaufarbeitung bestrahlter Brennelemente nach dem 1.Juli 2005 wurden an zwölf Kernkraftwerksstandorten Zwischenlager für bestrahlte Brennelemente beantragt und inzwischen genehmigt. Als erstes dieser Zwischenlager wurde das Standortzwischenlager Lingen (SZL) beim Kernkraftwerk Emsland (KKE) in Lingen/Ems 2002 in Betrieb genommen. Inzwischen sind in mehreren Kampagnen insgesamt 15 Behälter des Typs CASTOR V/19 im KKE beladen und in das SZL eingelagert worden. Die baulichen und handhabungstechnischen Strahlenschutzvorsorgemaßnahmen im SZL sowie die Strahlenschutzmaßnahmen bei der Abfertigung der CASTOR-V/19-Behälter im KKE haben sich bewährt. Der Hauptanteil der Strahlenexposition des Personals fällt während der Behälterabfertigung im Kraftwerk an, da hier zum Teil direkt an den Behältern gearbeitet werden muss. Die mit der Einlagerung ins SZL verbundene Dosis macht nur wenige Prozent der Gesamtdosis aus Gamma- und Neutronenstrahlung von 2 – 4 mSv pro Behälter aus. Dies ist u.a. auf die gute Strahlenschutzplanung bei der Auslegung des Lagers zurückzuführen. Die im SZL applizierte Dosis wird vielmehr bisher durch nachfolgende Instandhaltungsmaßnahmen und Inspektionen im Lager bestimmt.*

Summary *Because of the prohibition of the reprocessing of nuclear fuel starting June 1st 2005 facilities for interim storage of spent nuclear fuel have been proposed and meanwhile licensed at 12 nuclear power plants in Germany. As the first of these facilities to be finished, the Standortzwischenlager Lingen (SZL) in Lingen/Ems close the nuclear power plant Emsland (KKE) started operation in 2002. Meanwhile, 15 casks of the type CASTOR V/19 have been loaded in KKE and been brought into SZL for interim storage. The constructional measures for radiation protection in SZL and the measures for radiation protection during loading and storage of the CASTOR V/19 casks were found to be suitable. The main part of the radiation exposition for the personal comes from the loading of the casks in KKE. Therefore, measures of radiation protection concentrate on this part of the storage process. Only a small fraction of a few percent of the radiation dose is applied during storage itself while the collective dose for one cask is about 2 – 4 mSv (sum of gamma- and neutron radiation). This is caused, among other facts, by the good planning of radiation protection measures during the initial design of the facility. The dose applied in SZL is mainly caused by the maintenance procedures in the facility following the initial storage.*

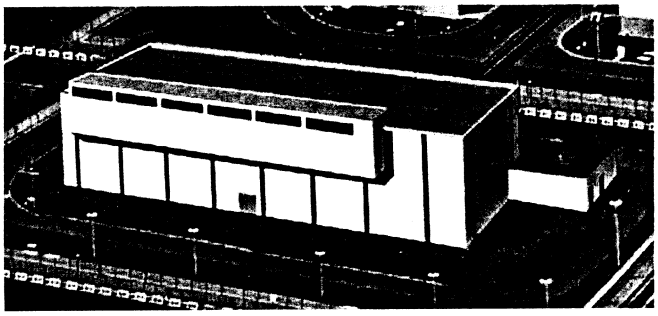
Schlüsselwörter *— Strahlenschutz, Zwischenlagerung, Brennelemente,*
Keywords *— radiation protection, interim storage, fuel element*

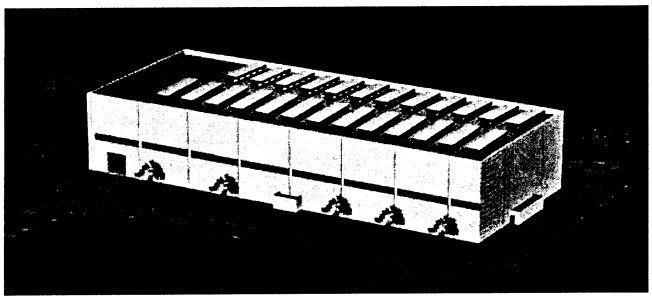
1. Einleitung

Das im Jahr 2002 geänderte Atomgesetz beendete zum 30. Juni 2005 die bisher bestehende Möglichkeit, aus deutschen Kernkraftwerken stammende bestrahlte Brennelemente in die Wiederaufarbeitung abzugeben (§ 9a Abs.1 Satz 2 AtG). Der Betreiber eines Kernkraftwerkes hat nunmehr die Pflicht, ein standortnahes Zwischenlager zu errichten und die anfallenden bestrahlten Kernbrennstoffe bis zu deren Ablieferung an ein Endlager dort aufzubewahren (§ 9a Abs.2 AtG). Damit entfällt auch die Möglichkeit, noch vorhandene Stellplätze in den Zwischenlagern Gorleben und Ahaus für die Lagerung bestrahlter Brennelemente zu nutzen. Vor diesem Hintergrund wurden an zwölf Kernkraftwerksstandorten Zwischenlager für bestrahlte Brennelemente beantragt und inzwischen genehmigt. Als erstes dieser Zwischenlager wurde das Standortzwischenlager Lingen (SZL) beim Kernkraftwerk Emsland (KKE) in Lingen/Ems 2002 in Betrieb genommen. Inzwischen sind in mehreren Kampagnen insgesamt 15 Behälter des Typs CASTOR V/19 im KKE beladen und in das SZL eingelagert worden.

Die Errichtung von Standortzwischenlagern erfolgt in Form von Lagerhallen aus Stahlbeton. Am Standort Neckarwestheim ist hiervon abweichend die Einrichtung eines Lagertunnels vorgesehen. Im Falle der Lagerhallen werden zwei etwas unterschiedliche Konzepte verfolgt, die sich vor allem in der bautechnischen Konzeption unterscheiden. Beim STEAG-Konzept handelt es sich um ein einschiffiges Gebäude mit dicken Betonstrukturen (s. unten). Das WTI-Konzept sieht ein zweischiffiges Gebäude vor, bestehend aus zwei, durch eine Zwischenwand abgetrennte Hallen mit etwas geringeren Wandstärken (70 cm – 85 cm) und Deckenstärken (55 cm) als beim STEAG-Konzept realisiert. Dieses Konzept lehnt sich an die Bauweise der Zwischenlager in Ahaus, Gorleben und Lubmin/Greifswald an.

Die nachfolgende Abbildung vermittelt einen Eindruck des äußeren Erscheinungsbildes dieser Lagerhallen und nennt die Kraftwerke die das STEAG bzw. das WTI-Konzept verfolgen.





STEAG (Nordanlagen)

KKB	Brunsbüttel
KBR	Brokdorf
KKS	Stade
KKK	Krümmel
KKU	Unterweser
KKE	Lingen
KWG	Grohnde

WTI (Südanlagen)

KWB	Biblis
KKG	Grafenrheinfeld
KKP	Philippsburg
KKI	Isar
KRB	Gundremmingen

Abb. 1: Die Lagerhallenkonzepte

2. Das Standortzwischenlager Lingen (SZL)

2.1 Das Gebäude

Das nach dem STEAG-Konzept errichtete Standortzwischenlager Lingen befindet sich auf dem Betriebsgelände des Kernkraftwerkes Emsland (KKE). Die Abbildung 2 zeigt die räumliche Anordnung des Zwischenlagergebäudes zum Kraftwerk. Das Zwischenlager ist eingerahmt am linken unteren Bildrand zu erkennen.

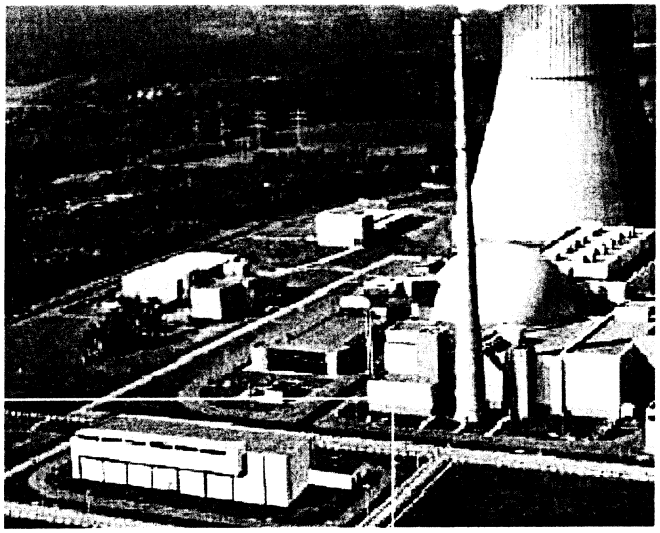


Abb. 2: Anordnung des Zwischenlagers beim Kernkraftwerk Emsland

Die folgende Abbildung zeigt im Grundriss den prinzipiellen Aufbau des SZL.

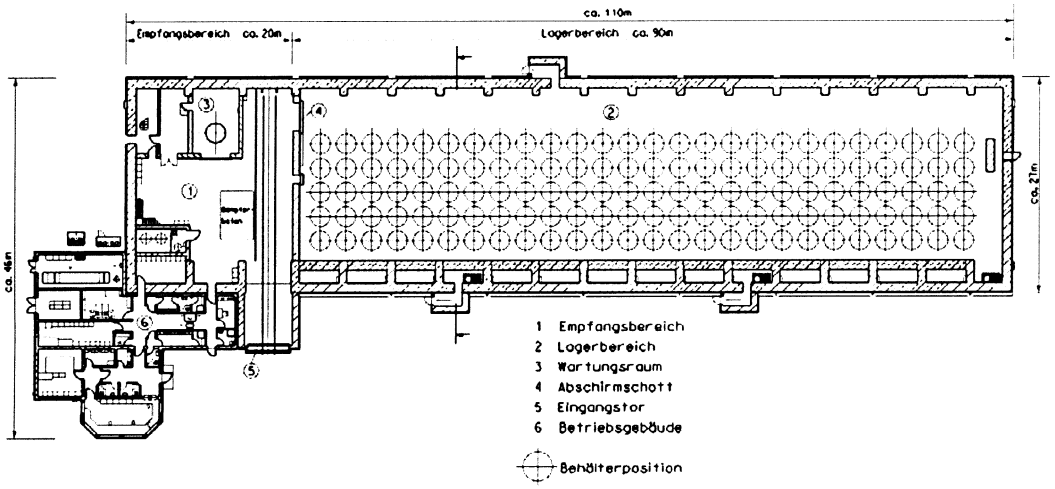


Abb. 3: Grundriss des Zwischenlagers

Die Außenwände aus Stahlbeton sind in einer Wandstärke von ca. 1,2 m, die Decke in einer Stärke von ca. 1,3 m ausgeführt. Das Lagergebäude gliedert sich in den Empfangsbereich, den Wartungsbereich und den Lagerbereich sowie das Betriebsgebäude.

Das Lager verfügt über eine Krananlage, mit der die notwendigen Transporte der CASTOR-Behälter im Empfangs-, Wartungs- und Lagerbereich durchgeführt werden können.
Das Zwischenlager ist mit einem Betriebsabwassersammelsystem ausgestattet, in dem ggf. auftretendes radioaktiv kontaminiertes Wasser aufgefangen und einer geordneten Entsorgung zugeführt werden kann.

2.2 Strahlenschutzbereiche

Die Gebäude des SZL sind in zwei Strahlenschutzbereiche eingeteilt. Der Überwachungsbereich umfasst die Räume des Betriebsgebäudes mit den Technikräumen, dem Hygienetrakt und den Räumlichkeiten für die Objektsicherung sowie den Anzeigeraum für die Behälterüberwachung im Lagergebäude. In diesem Bereich befinden sich die Arbeitsplätze für die Überwachung und Verwaltung der eingelagerten Transportbehälter. Weiterhin gehört das Betriebsgelände bis zum Anlagensicherungszaun des SZL zum Überwachungsbereich. Der Überwachungsbereich kann nur nach Passieren eines Drehkreuzes betreten bzw. verlassen werden.
Der Lagerbereich ist als ständiger Kontrollbereich ausgewiesen, der Empfangsbereich ist beim dortigen Umgang mit Transportbehältern Kontrollbereich. Der Kontrollbereich wird über den gesicherten Kontrollbereichszugang betreten bzw. nach Benutzung des Ganzkörpermonitors im Betriebsgebäude verlassen.

3. Vorsorge für den betrieblichen Strahlenschutz

Die Strahlenschutzvorsorge für das Betriebspersonal wurde durch die bauliche Auslegung des Lagers und die konstruktive Ausführung der Handhabungseinrichtungen bereits im Planungsstadium berücksichtigt:

Der Lagerbereich und der Empfangsbereich sind durch eine 0,8 m dicke und 8,50 m hohe Abschirmwand von einander getrennt. In dieser Wand sind ein Abschirmschott und eine abschirmende Personentür integriert. Der Arbeitsbereich im Betriebsgebäude ist ebenfalls durch Abschirmwände vom Empfangsbereich getrennt.

Die Kabine des Lagerhallenkrans ist mit Stahlblechen und PE-Platten gegen Gamma- und Neutronenstrahlung abgeschirmt. Der Lagerhallenkran kann fernbedient an den Behälter angeschlagen und von diesem abgeschlagen werden.

Im Wartungsraum erleichtert eine verfahrbare Bühne die Durchführung von Wartungsarbeiten und Messungen am Behälter.

Für die Arbeiten die dicht am Behälter vorgenommen werden müssen, steht zur Minimierung der Strahlenexposition des Personals eine mobile Abschirmung zur Verfügung. Diese Abschirmung besteht aus einer 100 mm dicken Schicht PE, das der Neutronenabschirmung dient, und einer 50 mm dicken Schicht Stahl. Sie schirmt den Behälter in radialer Richtung ab.

Um eine leichte Dekontaminierbarkeit sicherzustellen, sind die Wände und der Boden im Abwassersammelraum und im Wartungsraum sowie der Boden des Empfangsbereiches und des Magazins mit einer gut dekontaminierbaren Beschichtung versehen. Der Boden des Wartungsraumes ist im Bereich der Behälter-Abstellposition gegenüber dem Hallenboden abgesenkt und als Wanne mit Blechen aus nichtrostendem Stahl ausgeführt. Ggf. bei Wartungsarbeiten anfallendes Wasser kann von dort mit Wassersaugern der Betriebswassersammlung zugeführt werden.

Die Strahlenexposition im SZL wird zudem noch dadurch minimiert, dass nur Behälter eingelagert werden, die bereits im KKE unmittelbar vor der Einlagerung radiologisch ausgemessen wurden. Auf umfangreiche Eingangsmessungen kann deshalb im SZL verzichtet werden. Dies wurde im KKE durch kontrollierte Abarbeitung der behälterspezifischen Ablaufpläne sichergestellt.

4. Arbeitsabläufe und Strahlenexposition

Die zur Einlagerung abgebrannter Brennelemente ins SZL erforderlichen Handhabungsvorgänge beginnen mit der Beladung des CASTROR-V/19-Behälters im KKE. Die dabei anfallenden Strahlenexpositionen dürfen deshalb bei der Gesamtbetrachtung nicht außer Acht gelassen werden. Im Folgenden betrachten wir die Handhabungsvorgänge und Strahlenexpositionen für den gesamten Belade- und Einlagerungsvorgang.
Die personenbezogenen, nicht amtlichen Neutronendosen werden im SZL üblicherweise durch Anwendung eines Korrelationsfaktors Gamma-/ Neutronendosis von 1:1 ermittelt. Diese Werte sind in die nachfolgend angegebenen Dosen eingeflossen, welche auf den mit elektronischen Dosimetern ermittelten Gammadosen beruhen.

4.1 Strahlenexposition bei der Beladung von CASTOR-Behältern

Die der Einlagerung vorangehenden Arbeiten im KKE umfassen im Wesentlichen
- das Beladen der Behälter mit Brennelementen,
- das anschließende Entwässern des Behälterinnenraumes,
- die Montage des Primärdeckels,
- die Trocknung des Behälterinnenraumes und des Deckelzwischenraumes,
- die Dichtheitsprüfungen am Deckelsystem,
- die Montage des Sekundärdeckels, des Druckschalters und der Schutzplatte sowie
- Dekontaminationsarbeiten am Behälter.

Zudem sind umfangreiche radiologische Messungen am Behälter durchzuführen, mit denen die Einhaltung der Technischen Annahmebedingungen für das SZL nachgewiesen wird. So sind z.B. die Auslegungszielwerte der mittleren Ortsdosisleistungen am Behältermantel, im Mittel über alle eingelagerten Behälter bei erfolgter Gesamtbelegung, auf 0,10 mSv/h für Gammastrahlung und 0,25 mSv/h für Neutronenstrahlung begrenzt. Einzelne Behälter dürfen eine 30 % höhere Ortsdosisleistung aufweisen.

Danach wird der Behälter über die Materialschleuse des KKE ausgeschleust, mit dem Halbportalkran auf einem schienengebundenen Transportwagen abgesetzt und zum SZL transportiert. Dort werden die Behälter über das Eingangstor in den Empfangsbereich eingeschleust.

Viele dieser vorgenannten Arbeiten müssen zum Teil direkt am CASTOR-V/19-Behälter durchgeführt werden, wobei Abschirmmaßnahmen nur begrenzt durchführbar sind. Dies gilt insbesondere für Dekontaminationsmaßnahmen am Behälter und für Montage- und Prüfarbeiten im Deckelbereich.

Insgesamt nehmen diese Arbeiten zurzeit mindestens sechs Tage in Anspruch. Die Kollektivdosen aus Gamma- und Neutronenstrahlung betragen dabei 2 bis 4,6 mSv. Die chronologisch angeordnete Gegenüberstellung der behälterspezifischen Kollektivdosen (Abb. 4) zeigt, dass ein einheitlicher Trend zu geringeren Personendosen, der sich auf größerer Routine und zwischenzeitlich erfolgte Optimierungen zurückführen lässt, nicht eindeutig erkennbar wird. Dies liegt zum Teil an stark unterschiedlichem Zeitbedarf für einzelne Arbeitsschritte infolge unerwarteter technischer Schwierigkeiten. Lediglich in der

letzten, im Jahr 2004 erfolgten Kampagne (ab CASTOR V/19-74) lässt sich ein Trend hin zu geringeren Dosen erkennen.

Die höchste integrale Individualdosis, die bisher im Rahmen einer Behälterbeladung auftrat, betrug 0,294 mSv.

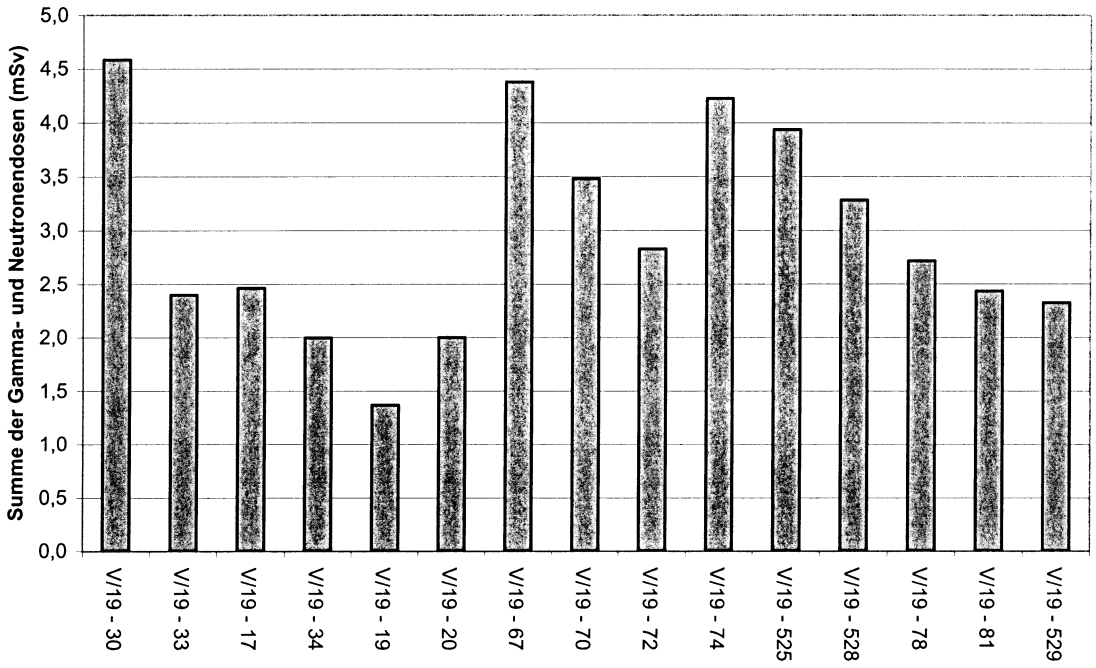


Abb. 4: Entwicklung der Kollektivdosen bei der Beladung der CASTOR-Behälter im KKE

4.2 Einlagerung und sonstige Tätigkeiten im SZL

Im SZL wird der Behälter fernbedient an die Traverse des Lagerhallenkrans angeschlagen und aufgerichtet. Danach wird er vom Transportfahrzeug gehoben und, wenn notwendig, in den Wartungsraum verfahren und dort abgesetzt. Das Absetzen im Wartungsraum war bisher nur zur Durchführung von Konservierungsarbeiten, d.h. insbesondere zum Ausbessern von Lackschäden am Behälter notwendig.
Nach Beendigung der Arbeiten im Wartungsraum wird der Behälter an den Lagerhallenkran angeschlagen, zu seinem Abstellplatz im Lagerbereich der Lagerhalle transportiert, dort abgestellt und abgeschlagen. Der gesamte Transportvorgang wird von der Krankabine aus gesteuert.
Der Lagerbereich muss kurzfristig begangen werden, um das Kabel der Druckmessdose an das Behälterüberwachungssystem anzuschließen. Darüber hinaus werden dort keine Routinetätigkeiten durchgeführt.
Die Behälterüberwachung erfolgt von dem Anzeigeraum Behälterüberwachung aus, der durch Abschirmwände vom Empfangsbereich abgetrennt ist. Während der Lagerzeit und bei ungestörtem Betrieb sind keine Handhabungsmaßnahmen am Behälter erforderlich. Allerdings fallen unabhängig von der Einlagerung Instandhaltungsarbeiten an, z.B. Ausbesserungen an der Behälterbeschichtung, oder es werden von der IAEO Inspektionen durchgeführt.

Unter der Berücksichtigung der rechnerisch ermittelten Neutronendosis ergeben sich für alle Tätigkeiten im Kontrollbereich des SZL die in der nachfolgenden Tabelle zusammengestellten Dosen:

Tabelle 1: Kollektivdosen im SZL unter Berücksichtung aller Tätigkeiten

Jahr	kollektive γ+n-Dosis im SZL (mSv)	Anzahl eingelagerter Behälter	Kollektive γ+n - Dosis/Behälter (mSv)
2. Hj. 2002	0,058	1	0,058
1. Hj. 2003	0,628	3	0,209
2. Hj. 2003	1,500	5	0,300
1. Hj. 2004	1,174	0	0
2. Hj. 2004	1,580	6	0,263
Summe	4,940	15	0,329

Die Dosen, die in den Jahren 2002 bis 2004 ausschließlich auf die mit der Einlagerung zusammenhängenden Arbeitsschritte im SZL zurückzuführen sind, sind in der Tabelle 2 den γ+n-Dosen gegenübergestellt, die insgesamt angefallen sind.

Die Tabelle 2 zeigt, dass über den hier betrachteten Zeitraum nur 30 % der im SZL entstandenen Kollektivdosis auf den eigentlichen Einlagerungsvorgang entfällt. Weitere 20 % zur Dosis tragen Messungen durch IAEO/EURATOM bei. Etwa die Hälfte der Kollektivdosis ist auf die an den Behältern durchgeführten Konservierungsarbeiten (Beseitigung von Lackschäden) zurückzuführen.

Tabelle 2: Gegenüberstellung der Gesamtdosen und Einlagerungsdosen

Jahr	Gesamtdosen		Einlagerungsdosen	
	kollektive γ+n-Dosis im SZL (mSv)	Max. γ+n-Individualdosis (mSv)	kollektive γ+n-Dosis im SZL (mSv)	Max. γ+n-Individualdosis (mSv)
2. Hj. 2002	0,058	0,036	0,056	0,012
1. Hj. 2003	0,628	0,090	0,222	0,028
2. Hj. 2003	1,500	0,240	0,300	0,040
1. Hj. 2004	1,174	0,248	0	0
2. Hj. 2004	1,580	0,206	0,888	0,134
Summe	4,940	-	1,466	-

Die höchste integrale Einzeldosis liegt mit 0,248 mSv weit unterhalb der Grenzwerte der Strahlenschutzverordnung für beruflich strahlenexponiertes Personal.

Aus diesen Werten wird deutlich, dass die mit der Einlagerung ins SZL verbundenen Dosen gering sind gegenüber denen, die bei der Abfertigung im KKE anfallen.

Insgesamt ist dabei noch zu beachten, dass die Dosen je eingelagertem Behälter künftig noch leicht ansteigen können, weil die zulässigen Behälterinventare bisher nicht ausgeschöpft wurden.

Zusammenfassend kann man feststellen, dass die Kollektivdosen, die bei der Beladung der CASTOR-V/19-Behälter im KKE und Einlagerung im SZL entstehen, zu 90 % bei der Beladung und den damit verbundenen Tätigkeiten zum Verschluss des Behälters und den damit verbundenen Prüfungen verbunden ist. Weitere 10 % der Kollektivdosis werden im Zwischenlager verursacht, aber nur ca. 3 % beim Einlagerungsvorgang. Der Differenzbetrag ist hauptsächlich auf Instandhaltungs- und Inspektionsarbeiten zurückzuführen, die in unmittelbarem Kontakt mit dem Behältern erfolgen müssen.

4.3 Kontaminationen

Die im Rahmen der Behälterbeladung im KKE getroffenen Kontaminationsschutzmaßnahmen und die anschließenden Kontaminationskontrollen sowie die Dekontaminationsmaßnahmen sind so wirkungsvoll, dass im SZL bisher keine Kontaminationen nachgewiesen wurden.

4.4 Umgebungsüberwachung

Die messtechnische Überwachung der Ortsdosisleistung am Anlagenzaun hat bisher keinen erkennbaren Anstieg der Messwerte ergeben.

5. Danksagung

Unser Dank gilt Herrn Dr. Hilgedieck und Herrn Stauske vom Kernkraftwerk Emsland für die freundliche Unterstützung bei der Zusammenstellung der Dosimetriedaten.

RECYCLING VON SCHROTTEN MIT RADIOAKTIVER KONTAMINATION NATÜRLICHEN URSPRUNGS DURCH SCHMELZEN

RECYCLING OF SCRAP WITH RADIOACTIVE CONTAMINATION OF NATURAL ORIGIN BY MELTING

U.Quade, R. Kreh, W. Müller

Siempelkamp Nukleartechnik GmbH, Krefeld

Zusammenfassung – *Siempelkamp bietet mit der BImSchG-genehmigten Schmelzanlage GERTA in Krefeld einen kompletten Service für NORM-kontaminierte Schrotte von der Zerkleinerung über Dekontamination durch Schmelzbehandlung bis zur Entsorgung anfallender Rückstände wie Schlacke und Filterstaub. Die in Teil 3 der Deutschen Strahlenschutzverordnung definierten Bedingungen für einen anzeige- und genehmigungsfreien Betrieb der Schmelzanlage am Standort Krefeld werden eingehalten. Grosskomponenten bis zu 25 t Gewicht und einer Länge von 15 m können in einer komplett eingehausten Halle zerlegt werden. Diverse Metalle, wie C-Stahl, Edelstahl, Wolfram und Aluminium können durch Schmelzen dekontaminiert werden. Querkontaminationen mit Quecksilber können ebenfalls behandelt werden. Die produzierten Metallblöcke sind komplett frei von allen Verunreinigungen und können uneingeschränkt wiederverwertet werden. Die Schlacke kann innerhalb von vorgeschriebenen Grenzwerten wiederverwertet werden und für den Filterstaub besteht die Möglichkeit einer Einlagerung unter Tage. Für die Entsorgung von Schlacken und Stäuben wurden Nachweise zur Einhaltung des 1mSv/a-Kriteriums für Arbeiter und Bevölkerung geführt.*

Summary – *By the GERTA plant in Krefeld, licensed according to BImSchG, Siempelkamp is offering a complete service range for NORM contaminated scrap from dismantling via decontamination by melting up to the disposal of resulting residues like slag and filter dust. The conditions for an operation free of notification and licensing, as defined in part 3 of the German radiation protection ordinance are met in the melting plant located at Krefeld. Large components up to a weight of 25 t and a length of 15 m can be dismantled in a hall which is completely encased. Various metals, like C-steel, stainless steel, tungsten and aluminium can be decontaminated by melting. Cross contaminations by mercury can also be treated. The produced metal ingots are completely free of all impurities and can be recycled without restrictions. The slag can be re-used within given limits and the filter dust can be disposed of underground. For the disposal of slag and dust evidence is provided that the 1 mSv/a-criterion is met for workers and population.*

Schlüsselwörter – *Schmelzen, NORM-Schrott, Recycling, Freigabe, Entsorgung*

Keywords – *Melting, NORM Scrap, Recycling, Release, Waste Disposal*

1. Einführung

Seit 1998 betreibt die Siempelkamp Nukleartechnik eine Schmelzanlage in Krefeld zur Behandlung von Stahlschrott, der mit NORM, Quecksilber, Asbest oder Organik verunreinigt ist. Die „GERTA“-Schmelzanlage ging als spinn-off aus der „CARLA“-Schmelzanlage für leichtaktive Schrotte aus Kerntechnischen Anlagen hervor, und ist nach BImSch-Gesetz genehmigt.

In GERTA werden Schrotte aus der Öl- und Gasförderung, aus Düngemittelherstellung, aus der Wolfram-Thorium-Produktion sowie aus Papierfabriken verarbeitet. Der gereinigte Stahl ist frei von allen Verunreinigungen und messbarer Radioaktivität und kann uneingeschränkt im Stahlkreislauf eingesetzt werden.

Die jährliche Strahlenbelastung der GERTA-Mitarbeiter unterschreitet 1 mSv/a deutlich, so dass weder Überwachung noch persönliche Schutzausrüstungen nötig sind, die über die in der GERTA angewandten hinausgehen **[1], [3].**

2. Schmelzprozess und radiologische Aspekte

2.1 Eingangsspezifikation

Die Eingangsspezifikation für Schrotte basiert auf den üblichen giessereispezifischen Qualitätsanforderungen und Sicherheitsaspekten sowie diverser Grenzwerte bezüglich der Kontaminationen.

Die Annahmegrenzwerte für NORM hängen ab von den Grenzwerten für die Abgabe der im Schmelzprozess entstehenden Schlacke und werden in Kapitel 2.3 eingehend erläutert. Grenzwerte anderer Kontaminationen sind: Organik < 5 Gew.-%, Quecksilber < 1 Gew.-% und Asbest < 0,1 Gew.-%.

2.2 GERTA Prozess

Der GERTA Prozess kann in drei Schritte unterteilt werden: Zerlegen/Lagerung, Schmelzen und Abgasreinigung (siehe Abbildung 1).

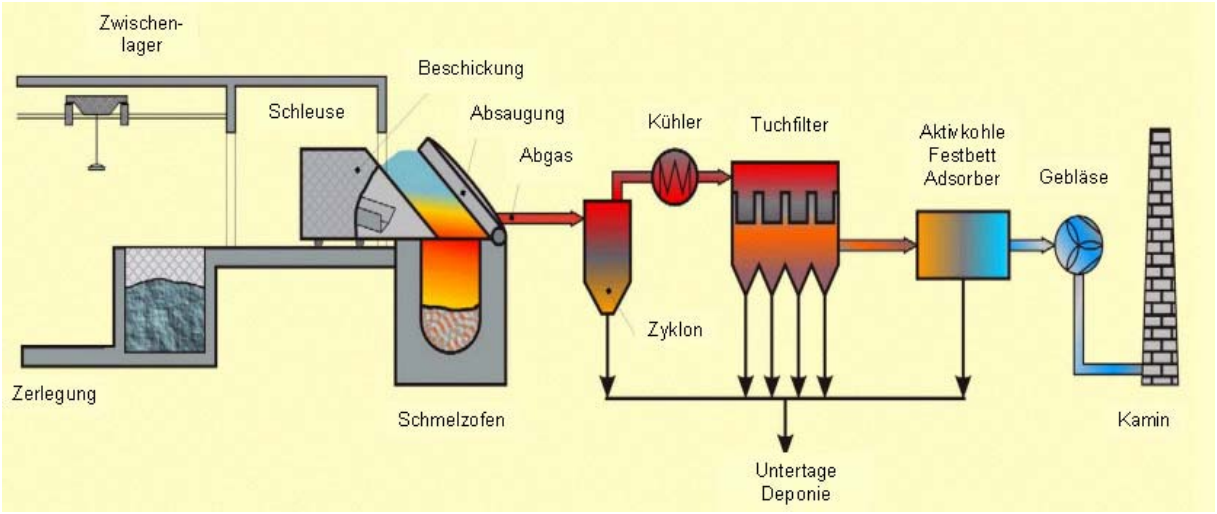


Abbildung 1: GERTA Recycling-Prozess inklusive Abgasreinigung

Bereits vor dem Transport werden gammaspektroskopische Untersuchungen an repräsentativen Proben durchgeführt. Diese sind besonders wichtig in Bezug auf eine Kalkulation der zu erwartenden Aktivitätskonzentrationen in der Schlacke. Analysen über chemische Kontaminationen wie Quecksilber, Asbest und Organik müssen vor Lieferung durch entsprechende Labors durchgeführt werden.

Angeliefertes Material wird zuerst an der LKW Schleuse radiologisch geprüft, bevor es auf dem Lagerplatz bzw. in der GERTA-Zerlegehalle eintrifft. Zur Zerlegung stehen eine Schrottschere sowie eine Brennkammer für thermische Zerlegung zur Verfügung.

Hauptsächlich für zu erwartende Quecksilberemissionen ist die Zerlegehalle mit einer Absaugung mit einer Leistung von ca. 13.500 m³/h ausgestattet.

Zum Schmelzen steht ein Netzfrequenz-Induktionsofen mit einer Kapazität von 8 t Eisen zur Verfügung. Der Ofen kann in einem Temperaturbereich bis zu 1580 °C betrieben werden.

Der zerlegte Schrott wird aus dem Bunker über einen speziellen Chargierwagen in den Ofen transportiert. Dieser Chargierwagen schließt luftdicht über dem Ofen an, so dass auch während des Chargiervorganges alle Abgase sofort und vollständig abgesaugt werden. Während des Schmelzvorganges verhalten sich die verschiedenen Verunreinigungen unterschiedlich:

Von den radioaktiven Isotopen werden die Oxide von Radium, Uran oder Thorium verschlackt und flüchtige Isotope wie Blei oder Polonium werden mit dem Staub und Abgas im Filtersystem abgeschieden (siehe auch Tab. 1). Quecksilber verdampft vollständig und wird im Aktivkohlefilter abgeschieden. Asbest und organische Bestandteile werden bei den hohen Temperaturen komplett zerstört.

Tab. 1: Verteilung der Radionuklide beim Schmelzen

Nuklid	Schmelze	Schlacke	Staub
U-238, U-235	1 %	98 %	1 %
Th-232, Th-234	< 1 %	> 98 %	1 %
Ra-226, Ra-228	-	98 %	2 %
Pb-210	-	7 %	93 %
Po-210	-	2 %	98 %

Staub und Abgas werden durch die Ofenabsaugung in ein zweites Filtersystem mit einer Kapazität von ca. 19.000 m³/h geleitet. Das System besteht aus 4 Stufen: Zyklon, Kühlstrecke, Schlauchfilter und Aktivkohlefilter.

Der Zyklon trennt grobe Staubpartikel ab und stellt sicher, dass keine Funken den Schlauchfilter erreichen. Zusätzlich wird Kalkhydrat eingeblasen, um Quecksilbertröpfchen zu binden und frühzeitig abzuscheiden. Auf der Kühlstrecke wird das Gas auf < 80 °C gekühlt. Im Schlauchfilter wird Feinstaub abgetrennt und im Aktivkohlefilter wird gasförmiges Quecksilber zurückgehalten. Die Quecksilberkonzentration kann so auf unter 50 µg/m³ gesenkt wer-

den. Dies entspricht 1/4 des zulässigen Grenzwertes. Gasförmiges Blei und Polonium kondensiert und wird hauptsächlich am Schlauchfilter abgeschieden. Die Staubemissionen unterschreiten die in der BimSchV vorgeschriebenen 20 mg/m³.

2.3 Metall- und Schlackerecycling und Deponierung von Staub

Metallblöcke machen ca. 92 Gew-% des Gesamtoutputs des Schmelzprozesses aus. Schlacke und Staub resultieren je zu 4 Gew.-%. Für die Schlacke ist ein Recyclingweg auf Grundlage des 1 mSv/a-Kriteriums für Arbeiter und Bevölkerung behördlich genehmigt. Lediglich der Staub muss auf Grund der Quecksilberkontamination deponiert werden.

Da das Metall nach dem Schmelzprozess frei von Verunreinigungen und messbarer Radioaktivität ist (s. Tab.1) konnten bisher 100 % aller Blöcke konventionell recycelt werden. Bis heute sind das ca. 7500 t. Die Schlacke ist frei von Quecksilber und Organik, beinhaltet aber Uran, Radium und/oder Thorium.

Die deutsche Strahlenschutzverordnung, Teil 3, Kapitel 3, § 97, schreibt eine Überwachung von NORM-kontaminierten Rückständen vor, wenn die effektive Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung 1 mSv/a überschreitet. Um diesen Grenzwert zu überprüfen, wurden Expositionsberechnungen für alle möglichen Expositionspfade der Abfallströme Schlacke und Staub von Recycling für Schlacke bis Deponierung für Staub durch unabhängige Gutachter durchgeführt **[1], [2].** Die Berechnung für Schlacke basiert auf der Annahme, dass 100 t/a Schlacke aus dem Einschmelzen von NORM-Schrott resultiert. Tabelle 2 zeigt die Ergebnisse der Berechnung. Diese Berechnung setzt voraus, dass die Schlacke nur bei einer Aufbereitungsfirma mit einem Durchsatz > 100.000 t/a verarbeitet wird und ausschließlich als Strassenbaumaterial für Deponien verwendet wird. Seit Beginn des GERTA-Prozesses konnten auf diese Weise 100 % der Schlacken auf diesem Weg verarbeitet werden.

Tabelle 2: Maximale nuklidspezifische Aktivitäten für GERTA-Schlacke zur Einhaltung des 1 mSv-Kriteriums

Nuklid	Spez. Aktivität
U-238sec	87 Bq/g
Th-232sec	65 Bq/g
Ra-226+	99 Bq/g
Pb-210++	161 Bq/g

Vor Abgabe zur Aufbereitung ist die Schlacke im Verhältnis 1:4 mit unbelasteten Schlacken aus der Siempelkamp Gießerei zu vermischen. Ca. 1-2 % des Einsatzmaterials werden als Staub im Filtersystem abgeschieden, mit Kalkhydrat gemischt und in Fässern gesammelt und verfestigt. Diese Fässer werden untertage in einem Salzstock eingelagert. Die Strahlenexposition des Personals und der Bevölkerung in und an der Untertagedeponie darf ebenfalls 1 mSv/a nicht überschreiten. Dies wurde in einem zweiten Gutachten nachgewiesen. Zusätzlich darf die spezifische Aktivität für Pb-210/Po-210 im Staub 70 Bq/g in Bezug auf die alte ADR Regulierung nicht überschreiten **[2].**

3. Beispiele

3.1 NORM- und Hg-kontaminierter Schrott aus der Öl- und Gasförderung

Je nach Art der Lagerstätte sind Öl und Erdgas beladen mit NORM und/oder Hg. Die NORM-Verunreinigungen reichern sich im Laufe der Zeit in Karbonaten oder Sulphaten, als sogenannter Scale an den Förderaggregaten an. Hg kondensiert an Steigrohren oder Aufbereitungsanlagen.

Bis jetzt wurden in GERTA 2.450 t NORM- oder NORM/Hg-kontaminierter Schrott aus On- und Offshore-Anlagen aus dem Bereich Nordsee verarbeitet. Auftraggeber kamen aus den Niederlanden und Deutschland. Verarbeitet wurden bisher Schrotte mit Aktivitäten im Scale zwischen < 1 Bq/g und 250 Bq/g. Die Aktivität beruht fast vollständig auf den Zerfallsprodukten der Uran/Radium-Reihe mit Radium-226 als Leitnuklid. Außerdem wurden weitere 2.350 t ausschließlich Hg-kontaminierter Schrott aus der Onshore-Förderung bisher eingeschmolzen.

3.2 Wolfram-Thorium

Glühdrähte und Schweißelektroden werden u.a. aus einer Wolfram-Thorium-Legierung hergestellt. Dabei werden bis zu 4 Gew.-% ThO_2 mit Wolframpulver und einem geringen Anteil Molybdän gesintert, um optimale Werkstoffeigenschaften zu erreichen. Die spezifische Aktivität dieser Legierung beträgt bis zu 65 Bq/g Th-232sec. Die durchschnittlich bei Siempelkamp verarbeitete spezifische Aktivität liegt bei 12 Bq/g.

Auf Grund des hohen Schmelzpunktes von Wolfram (3.410°C) wird im Schmelzprozess das Eutektikum einer Wolfram/Eisen-Legierung ausgenutzt, um Wolfram bei für einen Induktionsofen üblichen Temperaturen schmelzen zu können. Während des Schmelzprozesses kann die Legierung W-ThO_2-Fe vollständig gelöst werden, so dass das Thoriumoxid und nicht flüchtige Zerfallsprodukte in die Schlacke gelangen können.

Flüchtige Isotope werden im Filtersystem zurückgehalten.

Das Wolfram bildet mit dem Eisen ein sogenanntes Ferrowolfram und kann als hochwertiger Rohstoff wiederverwertet werden. Bisher wurden bei Siempelkamp 275 Mg Wolframschrott wiederverwertet **[4].**

3.3 NORM aus der Düngemittelindustrie

Düngemittel-Produktionsanlagen, die Phosphaterz als Rohstoff einsetzen, haben ebenfalls Ablagerungen aus der Uran- und Radiumzerfallsreihe. Die Radionuklide sind eingelagert in verschiedensten Fluoriden, Sulphaten und Phosphaten (siehe auch Abbildung 2). Der Scale hat spezifische Aktivitäten von 10-130 Bq/g **[5].** Siempelkamp hat bisher Schrotte aus Anlagen aus den Niederlanden, Griechenland, Nordafrika und Deutschland verarbeitet.

Abbildung 2: Scale im Tank einer Düngemittelfabrik

4. Messungen der Orts- und Personendosen

Zur Überwachung der in § 95ff StrlSchV geforderten Dosisgrenzwerte für das Personal, wurden während einer Schmelzkampagne mit Thorium-kontaminiertem Schrott Ortsdosismessungen mit TLD-Dosimetern und Personendosismessungen mit elektronischen Dosimetern vom Typ EDW150a von Graetz zur Abschätzung der Direktstrahlungskomponente durchgeführt. Eine mögliche Inkorporation von Radionukliden wurde durch Ausscheidungsmessungen an Mitarbeitern untersucht.

Die Ortsdosismessungen wurden in der Nähe der Arbeitsplätze durchgeführt und können nur einen Mittelwert für die Ortsdosisleistung der entsprechenden Position liefern. Außerdem ist zur Abschätzung einer Personendosis eine Wichtung der Aufenthaltszeiten an den betrachteten Arbeitsplätzen erforderlich. Tab. 3 zeigt das Ergebnis dieser Messungen. Aus der Summe der Dosen der einzelnen Verarbeitungskampagnen läßt sich eine Jahresdosis von 0,16 mSv ± 0,06 mSv abschätzen.

Tab. 3: Ergebnis der Ortsdosismessungen in der GERTA-Anlage

Nr.	Expositions-zeit	Ofenhalle Leitstand	Zerlegehalle				gewichteter Mittelwert	
			Übergang	Schere	Brennkammer	Ausgang		
	[d]	[mSv]	[mSv]	[mSv]	[mSv]	[mSv]	[mSv]	[µSv/d]
1	201	0,00	0,07	0,09	0,05	0,02	0,042	0,21
2	180	0,09	0,20	0,07	0,07	0,07	0,098	0,54
3	186	0,07	0,04	0,04	0,04	0,05	0,054	0,29
4	188	0,07	0,11	0,06	0,06	0,06	0,070	0,37
5	141	0,30	0,06	0,00	0,00	0,00	0,130	0,92

Die Abb. 4 zeigt das Ergebnis der Personendosismessungen mit elektronischen Dosimetern. Während der überwachten Kampagne über einen Zeitraum von 90 Tagen ergibt sich ein Mittelwert von 0,035 mSv (durchgezogene Linie, gestrichelte Linie = Standardabweichung) womit sich eine rechnerische Jahresdosis von 0,14 mSv ergibt. Dieses Ergebnis stimmt somit gut mit dem Ergebnis der TLD-Ortsdosismessungen überein.

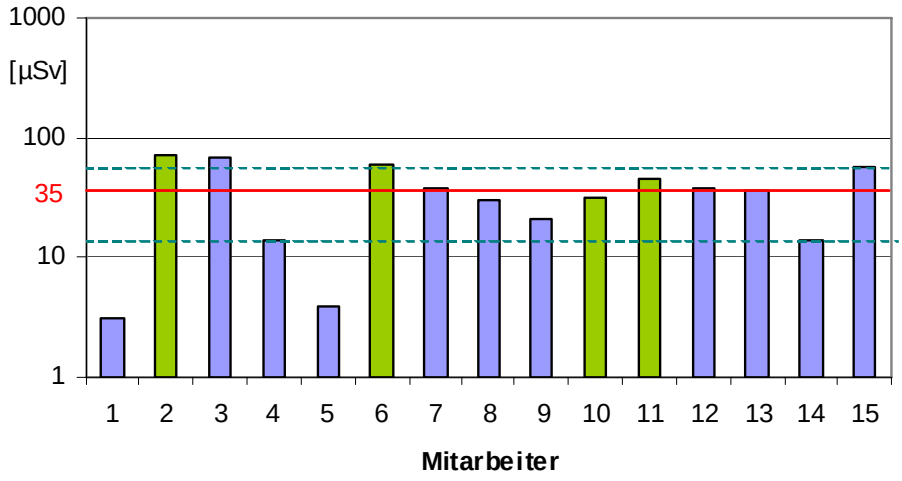


Abb. 4: Personendosismessungen des Schmelzpersonals in der GERTA, während einer Thorium-Schmelzkampagne

Das Hauptrisiko beim Umgang mit thorium-kontaminierten Schrotten ist die Inkorporation von Th-232 und seinen Tochternukliden. Zur Überprüfung der Inkorporationsdosis wurden Urinproben von vier Mitarbeitern genommen, die während der gesamten Schmelzkampagne in direkten Kontakt mit den kontaminierten Schrotten waren. Die spezifische Aktivität der Urinproben wurde per ICP-MS-Methode ermittelt. Alle Messwerte lagen unterhalb der Nachweisgrenze für Th-232. Die Tabelle 4 zeigt die gemessene Aktivität sowie die Nachweisgrenze für Thorium. Zum Vergleich ist die externe Dosis der vier Mitarbeiter, die untersucht wurden, in Abb. 4 durch grüne Balken hervorgehoben.

Tabelle 4 : Thorium Inkorporationsmessung bei GERTA-Mitarbeitern

Person	Messwert	NWG
	[Bq/l]	[Bq/l]
1	< NWG	1,90E-04
2	< NWG	2,00E-04
3	< NWG	9,50E-05
4	< NWG	2,40E-04

Nach den bisher durchgeführten Messungen liegt die Personendosis aufgrund der Verarbeitung von Thorium-kontaminiertem Metallschrott deutlich unter dem nach StrlSchV geforderten Grenzwert von 1 mSv pro Jahr.

5. Literaturverzeichnis

[1] Thierfeld, S., Wöhrlen, S.: radiologische Bewertung der Rückstände aus dem Schmelzprozess sowie Ermittlung von Annahmegrenzwerten für die GERTA Anlage; Gutachten, Aachen, Nov. 2002

[2] Urban, M.: Überprüfung eines Abfallstoffes auf Einhaltung der Bedingungen zum Strahlenschutz bei der beabsichtigten Beseitigung in einer Untertage-Deponie; Karlsruhe, 2000

[3] Quade, U., Kreh, R., Müller, W.: Recycling of radioactively contaminated scrap from the nuclear cycle and from natural sources; European Metallurgical Conference, Hannover, Sep. 2003

[4] Quade, U., Kreh, R., Müller, W: Decontamination of radioactive tungsten-thorium scrap, REWAS symposium, Madrid, Sep. 2004

[5] Beddow, H., Black, S., Read, D.: Characterization of scale from former phosphoric acid processing plant; NORM IV Conference, Szyrk, Poland, May 2004

PRODUKTEKONTROLLE:
VERBESSERTE METHODEN – BESSERER STRAHLENSCHUTZ ? !

PRODUCT CONROL:
IMPROVED METHODS – IMPROVED RADIATION PROTECTION ? !

H.P. Zimmermann, M. Egloff

Paul Scherrer Institut, Villigen, Schweiz

Zusammenfassung *— Im Rahmen der Produktekontrolle von verfestigten radioaktiven Abfällen werden verschiedenste Methoden und Einrichtungen eingesetzt, die im Laufe der Jahre verschiedentlich verändert, angepaßt und verbessert wurden. An konkreten Beispielen, nämlich der Bearbeitung von Zementprobekörpern und der Bestimmung des Brennpunkts von Bitumenproben, wird im Detail gezeigt, wie sich bereits kleine Veränderungen positiv auf Reproduzierbarkeit, Arbeitsweisen und den praktischen Strahlenschutz auswirken.*

Summary *— Many different kinds of methods and installations are applied to the product control of solidified radioactive waste. Over the years they have been modified, adapted and improved. We will use the processing of cemented waste samples and the determination of the fire point of bitumen samples as examples. We will try to show in detail, how minor changes already have a positive influence on reproducibility, working procedures and practical radiation protection.*

Schlüsselwörter *— Produktekontrolle, radioaktiver Abfall, Zement, Bitumen, Brennpunktsbestimmung.*
Keywords *— product control, radioactive waste, cement, bitumen, fire point*

1. Einleitung

Radioaktive Abfälle, die für die Zwischen- bzw. Endlagerung vorgesehen sind, müssen in der Schweiz verfestigt werden. Dies kann in Form zementgebundener oder bitumengebundener Matrizen geschehen, oder in komplexen Matrizen durch Zusammenschmelzen der Rückstände brenn- oder schmelzbarer Abfälle. Die dabei entstehenden Gebinde sollen den Vorgaben der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK) bzw. der Nationalen Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (NAGRA) entsprechen.

Daher werden verschiedene physikalisch-chemische Prüfungen - wie Messung der Druckfestigkeit, des Auslaugverhaltens oder des Brennpunkts - zur Qualitätskontrolle durchgeführt, u.a. beim Paul Scherrer Institut.
Dabei schwankt der Aktivitätsgehalt der zu untersuchenden Proben je nach Herkunft sehr stark zwischen mehreren kBq und einigen MBq, bis zu maximal 40 MBq Co-60 in einem Roh-Probekörper von 28 ml, was bei einer mittleren Arbeitsentfernung von 0,5 m immerhin noch zu einer Dosisleistung von rund 60µSv/h führt. Das Nuklidspektrum umfaßt meist Co-60, Cs-137, Cs-134 und andere mehr oder weniger kurzlebige Spalt- und Aktivierungsprodukte. Meist müssen zwar nur kleinere Proben höherer Aktivität gehandhabt werden, dafür mehrere gleichzeitig und für längere Zeiten.

Trotzdem sollten die eingesetzten Methoden universell für einen weiten Bereich von Aktivitätsgehalten anwendbar sein, da man sonst von einem Sonderfall zum nächsten eilt.

Verschiedene Einrichtungen und Vorgehensweisen wurden im Laufe der letzten 15 Jahre ersetzt, da sie zum Teil

- nicht mehr dem Stand der Technik entsprachen,
- die Ersatzteilbeschaffung für ältere Einrichtungen nicht mehr gesichert war,
- die Reduktion des Personalbestandes rationellere Arbeitsweisen erforderte, bzw. die Arbeiten auf nicht mehr so viele Personen verteilt werden kann (von früher 8 Pers. auf jetzt 4.5 Pers.),
- die ursprüngliche Methode prinzipiell nicht für den Umgang mit radioaktivem Material konzipiert war, bzw.
- die für den Versuch einzusetzende Materialmenge auf Grund ihrer Radioaktivität die für das Labor zulässige Menge überschritten hätte.

Bei Ersatzbeschaffungen von Geräten standen vielfach technische Verbesserungen im Vordergrund, während die Einführung neuer oder zumindest abgewandelter Methoden meist erst die Versuchsdurchführung unter ‚Routinebedingungen' bei Einhaltung aktueller Strahlenschutzvorgaben ermöglichte. (Zumindest bis ca. 1998 galten für das Labor noch niedrigere Aktivitätsgrenzwerte, wie z.B. 9 MBq Co-60 maximal.)

Man führte u.a. technische Verbesserungen ein,

- um vor allem die Präzision und die Reproduzierbarkeit der einzelnen Versuche zu erhöhen,
- die technische Zuverlässigkeit von Apparaturen, die wie z.B. der Probenwechsler unbeaufsichtigt längerer Zeit laufen müssen, zu erhöhen, und
- eine bessere Zugänglichkeit für Reinigungs- und Servicearbeiten zu erzielen.

Neue Methoden sollten

- grundsätzlich für alle Proben ähnlicher Art unabhängig vom jeweiligen Aktivitätsgehalt anwendbar sein,
- zusätzlich die Optimierung der Probenbehandlung, deren Menge und des Versuchsablaufs berücksichtigen,
- möglichst unabhängig vom jeweiligen Operateur sein.

Dabei strebte man an

- die Möglichkeit einer Inkorporation auf alle Fälle auszuschließen,
- die Kontamination von Personen zu vermeiden,
- die Kontamination von Gerätschaften zu minimieren,
- den Reinigungsaufwand zu reduzieren, was wiederum die Menge an Sekundärabfall, wie z.B. organische brennbare Reinigungsflüssigkeiten, senkt,
- die Probemenge soweit wie möglich zu reduzieren,
- durch Automatisierung und Verbesserung der Arbeitsabläufe die Expositionszeit der Mitarbeiter im direkten Kontakt mit den Proben oder in deren unmittelbare Nähe zu minimieren.

Ein möglichst bedienerfreundlicher Aufbau, der eine vorzeitige Ermüdung durch verkrampfte Körperhaltung vermeidet, führt auch zu weniger Fehlern durch das Bedienpersonal.

2. Beispiele

An folgenden praktischen Beispielen sollen einige der oben angeführten Aspekte näher betrachtet werden.

2.1 Schneiden von Zementproben

2.1.1 Schneidmaschinen

Für das Messen der Druckfestigkeit, der Auslaugraten sowie der Wasser- und Sulfatbeständigkeit müssen aus (nahezu) zylindrischen Rohproben Probekörper mit möglichst planparallelen Stirnflächen herausgeschnitten werden. Dies muß jedoch trocken geschehen, da bei einem mit Wasser gekühlten Schnitt sofort die Auslaugung einsetzen würde.

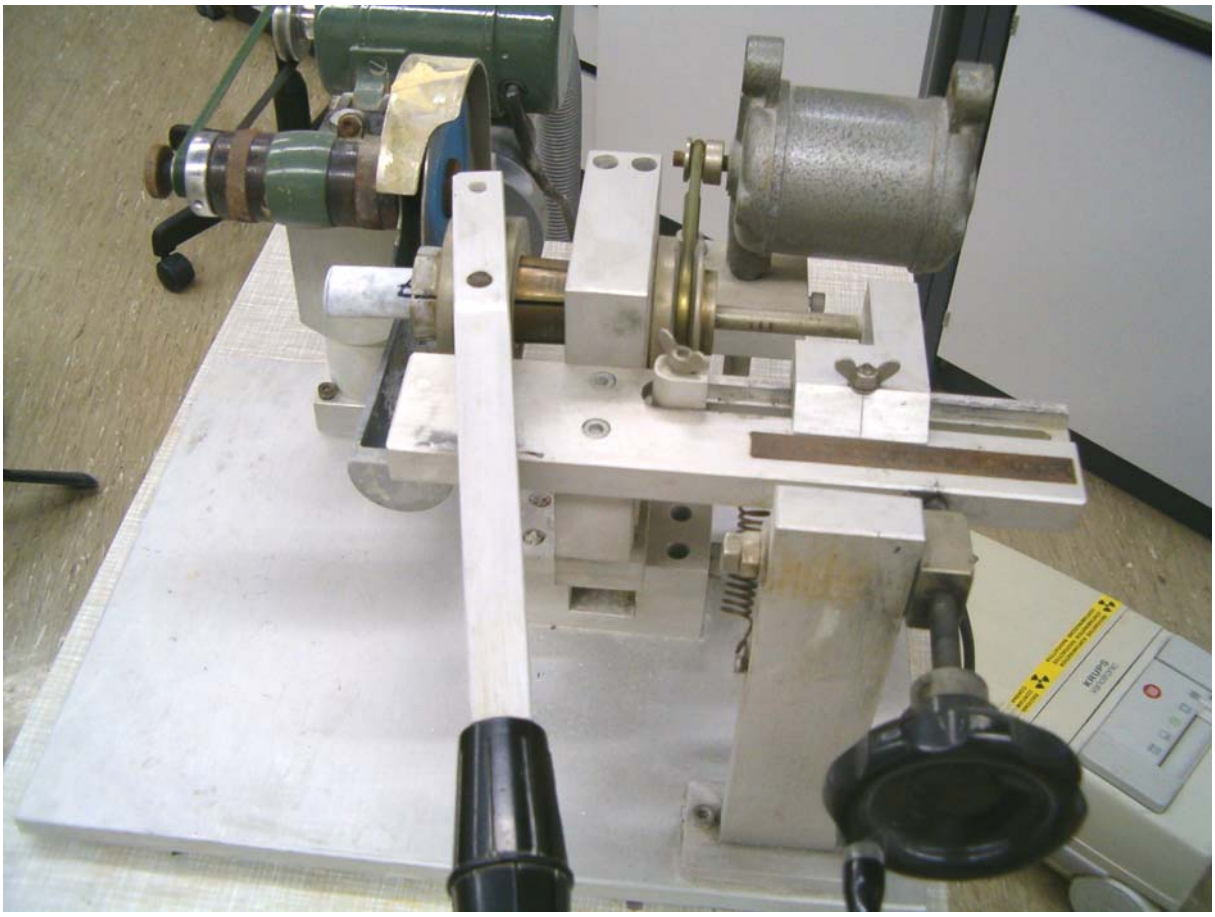


Abb. 1: Alte Schneidmaschine

In den Abbildungen 1 und 2 sind jeweils die alte und die neue Schneidmaschine (hier für die inaktiven Proben) dargestellt.

Alte Schneidmaschine: Die Rohprobe wird in der gespaltenen Messinghalterung mittels des Hebels links festgeklemmt. Die Länge der Probe wird durch einen Anschlag (rechts, Bildmitte) eingestellt. Die Probe mit der Halterung wird über einen Treibriemen durch den Motor (rechts) in Rotation versetzt. Der Motor links treibt mittels Riemen die Diamant-Schneidscheibe an. Die Probe wird durch den manuellen Vorschub (Kurbel rechts) gegen die

Diamantscheibe gedrückt, so daß der Schnitt erfolgt. Der Operateur muß also ständig direkt vor der Apparatur stehen. Danach wird die Probe umgekehrt in die Probeaufnahme gesteckt, der Anschlag entsprechend justiert und der Vorgang wiederholt sich.
Der Schneidstaub wird über einen Schlauch nahe der Diamantscheibe abgesaugt.
Erfolgt der Vorschub am Anfang zu schnell, splittert die Probe an den Kanten aus. Da die Druckfestigkeit von der belasteten Fläche abhängt, verfälscht eine kleinere Fläche das Ergebnis der Druckfestigkeit. Weniger Ausplitterung läßt sicht mit einer dünneren Schneidscheibe erreichen. Ist während des Schneidens allerdings der Vorschub zu groß, drückt man die Schneidscheibe zur Seite, d.h. der Schnitt wird nicht plan. Auch dies führt zu einem verfälschten Ergebnis der Druckfestigkeitsmessung.

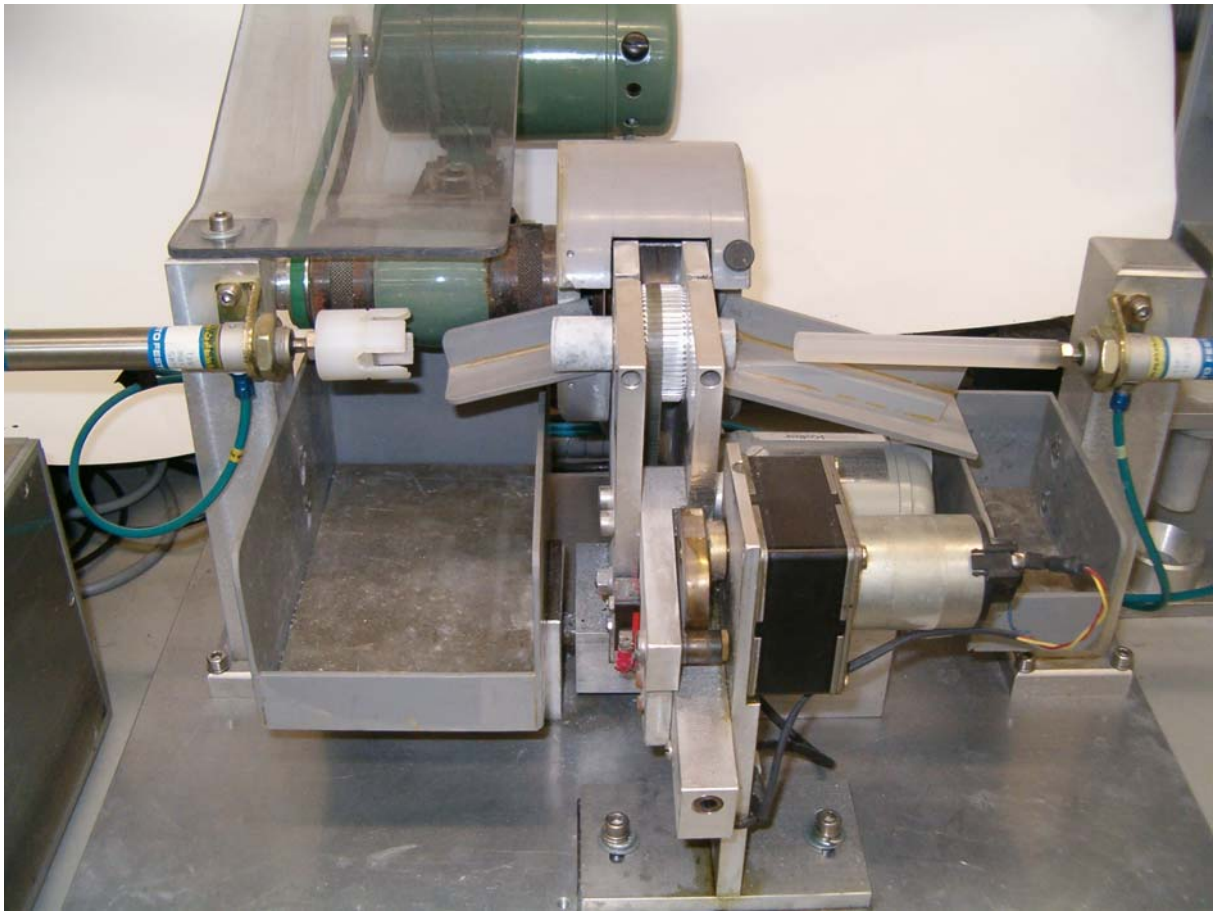


Abb. 2: Neue Schneidmaschine

Neue Schneidmaschine: Die Rohprobe wird im Mittelteil in O-Ringen festgeklemmt, bzw. der ganz leicht konische Körper bleibt immer beim gleichen Durchmesser dort hängen.
Links und rechts der Probeaufnahme befinden sich **zwei** Diamant-Schneidscheiben, die parallel ausgerichtet auf einer Welle montiert sind. Durch Ihren Abstand ist die Länge der Probe definiert, d.h. alle Proben sind gleich lang, alle Einstellarbeiten der Probenlänge entfallen, wenn die Scheiben einmal montiert sind.
Durch den Motor rechts vorne (verdeckt) wird die Probenhalterung über einen Zahnriemen in Rotation versetzt, wobei der Zahnriemen im Gegensatz zu früher auch bei Verschmutzung nicht mehr durchrutschen kann.
Der Vortrieb geschieht über einen Exzenter über den Stellmotor (ganz vorne rechts). Die Vortriebsgeschwindigkeit wird über den Exzenter und eine elektronische Regelung (Kasten

rechter Bildrand) gesteuert. So kann der Schnitt langsam begonnen werden, d.h. die Kanten brechen weniger aus. Wenn der Schnitt einmal begonnen hat, läuft der Schneidprozeß automatisch bis zum Ende weiter. Der Operateur kann also währenddessen ein paar Schritte zurücktreten (mehr Abstand, weniger Exposition).
Die Pneumatikzylinder links und rechts dienen der Probeneinführung in die Halterung, bzw. dem Ausstoßen aus derselben.
Der Schneidstaub wird auch hier nahe den Schneidscheiben abgesaugt (Abdeckung hintere Bildmitte vor dem Schneidscheiben-Motor). Hier ist das Gehäuse für die Scheiben wesentlich stärker gekapselt, die Absaugung arbeitet effizienter.
Durch die Verwendung dünnerer Scheiben wird zusätzlich a) die Gefahr des Ausbrechens der Kanten reduziert und b) die Menge an produziertem Schneidstaub, damit die Quelle möglicher Kontamination, verringert.
Durch die Verwendung von zwei Schneidscheiben wird ein Arbeitsgang gespart → weniger Exposition, und die Schnittflächen sind, auch dank der Rotation der Probekörpers immer parallel → bessere Reproduzierbarkeit und daher geringere Notwendigkeit, Versuche zu wiederholen. Die mittlere Standardabweichung bei Druckfestigkeitsmessungen beträgt bei homogenen Probensätzen ca. 6 %.
Auch können sich die Scheiben auf Grund der optimierten Vorschubgeschwindigkeit nicht mehr so stark verformen und werden dadurch weniger beansprucht.

2.1.2 Gloveboxen

Das Schneiden aktiver Körper muß auf Grund der Staubentwicklung selbstverständlich in einer Glovebox erfolgen. Deshalb steht das gleiche Schneidmaschinen-Modell für den Aktivbetrieb in einer solchen. Auch hier sei noch einmal alt (Abb. 3) mit neu (Abb. 4) verglichen.

Abb. 3: Alte Gloveboxen-Kombination

Alte Glovebox: Hier wurde mit einer Kombination aus zwei Gloveboxen gearbeitet. In der linken befindet sich die Schneidmaschine sowie die Ausschalvorrichtung für die Proben. In der rechten Box sind zwei Staubsauger, einer für die Absaugung an den Schneidscheiben, fest angeschlossen, einer für die Säuberung der Boxen. Damit das System funktioniert, müssen die Boxen untereinander verbunden sein (dicker Faltenschlauch auf den Boxen → mögliche Quelle für Lecks).
Staubsauger produzieren allerdings jede Menge Abwärme, die schlecht aus der Box abgeführt werden kann. Da sie auch mit einem Thermo-Schutzschalter ausgerüstet sind, schalten sie bei Überhitzung abrupt ab. Dies führt zu einer sofortigen Kontamination der gesamten linken Box, da der Schneidstaub schlagartig nicht mehr abgesaugt wird → Die Box muß wieder gesäubert werden. Daher durfte immer nur eine beschränkte Anzahl Proben geschnitten werden, um danach die Geräte wieder abkühlen zu lassen.
Außerdem sind die Filter nie ganz dicht gegenüber Feinstaub, d.h. im Staubsaugergehäuse und im Motor etc sammelt sich mit der Zeit immer mehr Aktivität an, bis der Staubsauger schließlich selbst entsorgt werden muß.

Abb. 4: Neue Glovebox mit Schneidmaschine und modifiziertem Absaugsystem

Neue Glovebox: Bei der neuen größeren Box wurde die Staubabsaugung anders gelöst. Zwar wird der Staub immer noch in einem konventionellen Staubsaugersack, der sich in einem eigens angefertigten Gehäuse befindet, gesammelt. Zusätzlich befinden sich aber noch weitere Filtermatten im Staubsack-Gehäuse und nach einer Sedimentationsstrecke ist ein Absolutfilter eingebaut. Der Unterdruck im Staubsaugersystem wird durch einen Seitenradverdichter

erzeugt, der mit seinem Motor rechts unterhalb der Box zu sehen ist. Außerhalb der Box läuft der Luftstrom durch Stahlrohre zum Seitenradverdichter und zurück in die Box. Durch den Absolutfilter ist das Rohrsystem vor Kontamination geschützt, der Motor selbst ist noch mal vom Verdichter entkoppelt.
Dadurch wird die Wärme außerhalb der Box produziert und kann leichter abgeführt werden.
Die Gefahr der Kontamination der Box durch abruptes Abstellen durch den Thermoschutz ist so minimiert.
Das Saugsystem kann in der Box an zwei verschiedene Schneidsysteme angekoppelt, bzw. über ein Umschaltventil zum Säubern der Box benutzt werden.
Durch die etwas größere Box befindet sich auch der Staubsack weiter vom Operateur entfernt, der während des Schneidens sowieso etwas zurücktreten kann (Steuerung der Schneidmaschine links vor der Boxenschleuse), was wieder zu einer geringeren Exposition führt.
Außerdem kann die ganze Box naß ausgewaschen werden, wobei für das Waschwasser ein Sammelstutzen (links unter der Box) vorhanden ist.

2.2 Bestimmung des Brennpunkts von aktiven Bitumenproben

Gemäß der Richtlinie R-14 der HSK ist der Brennpunkt von Bitumenmatrizen zu messen. Ursprünglich wäre dazu einmal ein Vorgehen nach der Norm ISO 2592, Bestimmung der Flamm- und Brennpunkte im offenen Tiegel nach Cleveland, vorgesehen gewesen. Die für dieses Verfahren erforderliche Probenmenge beträgt zwischen 40 und 74 ml. Dies entspricht in etwa dem Volumen des in Abb. 5b rechts gezeigten Gefäßes.

a b c

Abb. 5: Brennpunktsbestimmung, von links nach rechts: a) Gesamtansicht der Apparatur, b) Größenvergleich Probengröße jetzt und ungefähr nach ursprünglicher Norm, c) Ansicht des Deckels des Probengefäßes mit Kamin für den Gasaustritt, Thermoelement und Zündflammenzuführung.

Bitumen entwickelt beim Erhitzen Qualm, je nach Zusammensetzung der Abfallmatrix muß mit z.T. erheblicher Schaumbildung gerechnet werden, und brennt schließlich mit rußender Flamme. Wollte man die Prüfung nach Norm durchführen, durfte außerdem während des Versuchs kein Luftzug durch eine laufende Lüftung oder Arbeiten im Abzug stören.
All dies führt zu einem erheblichen Kontaminationspotential von Ausrüstung und Arbeitsplatz, vom Inkorporationsrisiko ganz abgesehen. Je nach Herkunft der Matrix muß auch mit einer höheren Aktivität der Probe gerechnet werden, bis zu ca.1 MBq Co-60 pro ml. Daher spricht alles gegen die Durchführung nach ISO 2592.

Als Ausweg aus diesem Dilemma erwies sich der in Abb. 5 a gezeigte Aufbau. Eine Probenschale (Abb. 5 b, links) mit ca. 0,3 – 0,4 g wird mit einem Deckel (siehe Abb. 5 c) wird in einem Lochblech mit Isoliereinlage eingeklemmt und mit dem Bunsenbrenner von

unten geheizt. Die brennbaren Gase oder Dämpfe aus der Probe sammeln sich und treten aus dem kleinen Kamin im Deckel (siehe Abb. 5 c) aus, wo sie mit einer externen Flamme gezündet werden. Brennt die Probe nach Entfernen der Zündflamme 5 Sekunden lang selbständig weiter, wird die Temperatur auf der Anzeige des Thermoelements, das unter dem Deckel in die Probe eintaucht, abgelesen und später rechnerisch auf die Brennpunkts-temperatur unter Standardbedingungen mit der Flamme direkt über der Probenoberfläche korrigiert.

Durch dieses Verfahren wird die erforderliche Probenmenge um rund einen Faktor 150 reduziert gegenüber dem Norm-Verfahren. Die Probe ist auf ein sehr kleines Volumen im Probenbehälter beschränkt, kontaminiert wird im Normalfall nur noch die Probenschale, die Innenseite des Deckels und die Spitze des Thermoelements. Die Rußbildung ist auf ein Minimum reduziert. Der ganze Aufbau hat in einem Abzug Platz.

Dadurch ist das Verfahren universell anwendbar auf eine ganze Reihe von Bitumen-Abfall-Produkten ohne allzu starke Einschränkungen durch die jeweilige spezifische Aktivität.

3. Auswirkungen

Die Ganzkörperdosis innerhalb der letzten Jahre liegt durchschnittlich zwischen 0,1 und 0,2 mSv/Jahr. Vor 10 Jahren lag dieser Wert zwischen 0,5 und 1,6 mSv/Jahr, bezogen auf die hauptsächlich im Labor tätigen Personen.
Die Hauptbeiträge dazu liefern neben den normalen Arbeiten der Produktekontrolle vor allem das Aus- und Umpacken der Proben, die von der Kundschaft angeliefert werden, der Transport zwischen Bearbeitungsort im Labor und dem Lager, die Probenahme vor Ort beim PSI sowie das Verpacken der geprüften Proben zum Rücktransport an den Auftraggeber. Dabei kann es zu etwas höheren, aber unkritischen Extremitätendosen kommen, da die Proben doch meist mit den Händen direkt angefaßt werden, um den Prozeß und damit die Gesamt-Exposition so kurz wie möglich zu halten.
Vergleicht man die Ganzkörperdosen hier mit der Situation bei Revisionsarbeiten in den Kraftwerken, Rückbauarbeiten an den Forschungsreaktoren oder Arbeiten im Abfall-Labor, erscheinen auf den ersten Blick Maßnahmen, wie sie oben geschildert werden, überflüssig, bzw. zu kostspielig, wenn man zwischen 300 und 1000 SFr pro eingespartes Personen mSv/Jahr ansetzt. Allerdings wirken sich die Verbesserungen natürlich über den ganzen Zeitraum aus, in dem die jeweiligen Einrichtungen und Methoden verwendet werden. Im Fall der Schneidmaschine, die sowieso hätte ersetzt werden müssen, profitieren wir bereits seit mehr als 10 Jahren davon.
Außerdem dienten diese Maßnahmen nicht allein der Verminderung der Personendosen.
Ohne die Glovebox könnten die aktiven Zementproben überhaupt nicht adäquat bearbeitet werden.
Die Schneidmaschine verbessert die Reproduzierbarkeit von Druckfestigkeitsmessungen bei gleichzeitig rationellerer Arbeitsweise.
Die neue Methode der Brennpunktsbestimmung erlaubt die Prüfung von Proben in einem weiten Aktivitätsspektrum bei erheblich vermindertem Kontaminations- und Inkorporations-risiko, ohne daß jedesmal irgendwelche Sondermaßnahmen getroffen werden müssen. Gerade das letzte Beispiel zeigt, daß mit einem verhältnismäßig geringen finanziellen Aufwand (weniger als 1000 SFr), von der Arbeit für die Entwicklung der Methode und deren Validierung abgesehen, eine fast nicht durchführbare Bestimmung eines Parameters fast problemlos wird.

UNTERSUCHUNG NATÜRLICHER RADIONUKLIDE IN AUSGEWÄHLTEN NORM-STOFFEN

INVESTIGATION OF NATURAL RADIONUCLIDES IN SELECTED NORM-SAMPLES

U.-K. Schkade, M. Beyermann, J. Döring, J. Gerler, G. Henze, J. Mielcarek

Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin, Deutschland

Zusammenfassung *— Von der „Leitstelle für Fragen der Radioaktivitätsüberwachung bei erhöhter natürlicher Radioaktivität“ im Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) wurde ein Programm zur Untersuchung von ausgewählten Materialien mit erhöhter natürlicher Radioaktivität (NORM-Stoffen), wie beispielsweise Inkrustationen in Rohren der Erdöl-/Erdgasförderung, Gichtgasschlämmen und Sinterstäuben der Roheisenindustrie sowie von Bauxit und Rotschlamm initiiert. Ziel der Untersuchungen ist es insbesondere, Probenaufbereitungsverfahren und Messmethoden zu entwickeln und zu validieren, mit denen der Gehalt der relevanten Radionuklide zuverlässig und mit angemessenem Aufwand analysiert werden kann. Eine besondere Bedeutung hat dabei die Gammaspektrometrie, da diese Messmethode in den meisten Anwendungsfällen als Methode der Wahl gilt. Die unterschiedliche Materialzusammensetzung von Kalibrier- und NORM-Proben spielt wegen der sich unterschiedlich stark auswirkenden Selbstabsorption, insbesondere für Pb-210 bei seiner geringen Gammaenergie von 46,54 keV, eine große Rolle und wurde bei der Ermittlung der Werte für die spezifischen Aktivitäten berücksichtigt.*

Summary - *A programme has been initiated by the Coordinating Office for Monitoring of enhanced natural radioactivity of the Federal Office for Radiation Protection to investigate different kinds of sample materials with enhanced naturally occurring radioactivity (NORM) such as scales from oilfield and naturally gasfield pipes, blast furnace sludge and sinter dust from the production of pig iron, as well as bauxit and red mud from the production of aluminium oxide. The aim of these investigations is to find proper preparation and measuring methods which allow, in particular, a sample treatment with optimised effort combined with a reliable determination of the specific activities of the dominating radionuclides. Of particular interest is the method of gamma-ray spectrometry, since this method has been used for most of our studies of sample materials. Due to different compositions of calibration and NORM-samples, e.g. different densities, and the analysis of low-energy gamma-rays such as the 46.54 keV line originating from the decay of Pb-210, the self-absorption of gamma-rays in the samples plays and important role and has been taken into account carefully.*

Schlüsselwörter *— Leitstelle, NORM, Gammaspektrometrie, Natürliche Radionuklide, Selbstabsorption*

Keywords *— Coordinating Office, NORM, Gamma-ray spectrometry, Natural Radionuclides, Self-absorption*

1. Einleitung

Die deutsche Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) legt im Teil 3, Kapitel 3 „Schutz der Bevölkerung bei natürlich vorkommenden radioaktiven Stoffen“ (NORM-Stoffen) und der zugehörigen Anlage XII „Verwertung und Beseitigung überwachungsbedürftiger Rückstände“, Überwachungsgrenzen für Rückstände fest. Zum Nachweis der Einhaltung der Überwachungsgrenzen müssen repräsentative Werte der spezifischen Aktivitäten der natürlichen Radionuklide der Uran-Radium- und Thorium-Zerfallsreihen in den entsprechenden NORM-Stoffen bestimmt werden.

Vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) wurde im Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) im Jahre 2002 die „Leitstelle für Fragen der Radioaktivitätsüberwachung bei erhöhter natürlicher Radioaktivität (Kurzbezeichnung: Leitstelle ENORM)“ eingerichtet. Aufgabe der Leitstelle ENORM ist die Anleitung und fachliche Beratung von Behörden und Messstellen bei der Überwachung der Umweltradioaktivität durch natürliche Radionuklide aus bergbaulichen und industriellen Tätigkeiten gemäß StrlSchV Teil 3, des Strahlenschutzvorsorgegesetzes (StrVG) und der Verordnung über die Gewährleistung von Atomsicherheit und Strahlenschutz (VOAS), insbesondere hinsichtlich der Mess-, Analyse- und Bewertungsmethoden sowie deren Qualitätssicherung und -überwachung.

Seitens der Leitstelle ENORM wurde ein Programm zur Untersuchung von ausgewählten NORM-Stoffen, wie beispielsweise Inkrustationen in Rohren der Erdöl-/Erdgasförderung, Gichtgasschlämmen und Sinterstäuben der Roheisenindustrie sowie von Bauxit und Rotschlamm gestartet. Ziel der Untersuchungen ist es dabei, Probenaufbereitungsverfahren und Messmethoden zu entwickeln, mit denen der Gehalt der relevanten Radionuklide zuverlässig und mit angemessenem Aufwand bestimmt werden kann. Eine besondere Bedeutung hat dabei die Gammaspektrometrie, da diese Messmethode in den meisten Anwendungsfällen aus ökonomischen Gründen als Methode der Wahl gilt.

2. Untersuchungsmethoden

2.1 Gammaspektrometrie

Für die gammaspektrometrischen Untersuchungen von natürlichen Radionukliden in den ausgewählten NORM-Stoffen standen ein

- GMX-Detektor (N-Type, High-Purity-Germanium) mit einer relativen Effektivität von 40 % und ein
- Bohrlochdetektor (P-Type, High-Purity-Germanium) mit einer relativen Effektivität von 36,6 %

zur Verfügung. Die Probenmaterialien wurden in gasdichte Messgefäße eingefüllt (250 ml - Aluminiumgefäße, Innendurchmesser 50 mm) und diese für die Messung direkt auf den Detektor gestellt (GMX-Detektor) bzw. im Bohrloch (Glasröhrchen mit Verschlusskappe) gemessen. Die Messzeiten lagen zwischen 40000 und 160000 Sekunden. Die Verwendung gasdichter Messgefäße bei der gammaspektrometrischen Bestimmung hat den Vorteil, dass sich nach einer Wartezeit von mindestens 20 Tagen Ra-226 mit Rn-222 und dessen kurzlebigen Folgenukliden im radioaktiven Gleichgewicht befindet und durch gammaspektrometrische Messung von Pb-214 und Bi-214 bestimmt werden kann. Dieses Verfahren wird im BfS bevorzugt, weil die Direktmessung des Ra-226 bei 186,2 keV durch eine intensive Linie des

U-235 bei 185,7 keV gestört wird. Die Korrektur dieser Störung ist nicht möglich, sofern U-235 bei anderen Energien (geringe Emissionswahrscheinlichkeiten, hohe Nachweisgrenzen) nicht bestimmt und infolge fehlender Kenntnis des U-238-Gehaltes (ebenfalls hohe Nachweisgrenzen bei der Messung bzw. hoher Matrixeinfluss auf Grund der geringen Gamma-Energien des Th-234) auch nicht berechnet werden kann.

Neben Ra-226 wurden die spezifischen Aktivitäten von Pb-210, U-238, Ra-228, Th-228 und K-40 ermittelt. Die Auswertung erfolgte bei U-238 über den Zerfall seiner Folgenuklide Th-234 bei 63,28 keV und Pa-234m bei 1001,03 keV, Pb-210 bei 46,54 keV, K-40 bei 1460,83 keV, Ra-228 über die 911,20 keV-Linie seines Folgenuklides Ac-228 und Th-228 über die 238,63 keV-Linie seines Folgenuklides Pb-212. Eine Summationskorrektur wurde durchgeführt, wobei dies insbesondere bei der verwendeten Bohrlochgeometrie für die Radionuklide Ac-228, Bi-214 und Pb-214 auf Grund der Spezifik ihres jeweiligen Zerfallsschemas erforderlich ist. Die von der Leitstelle ENORM empfohlenen gammaspektrometrischen Verfahren für die Bestimmung natürlicher Radionuklide werden in den vom Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit veröffentlichten Messanleitungen ausführlich vorgestellt [1, 2].

2.2 Radiochemische Bestimmung von Pb-210 und Po-210

Zur Bestimmung der spezifischen Aktivität des Po-210 und zur Verifizierung der gammaspektrometrisch ermittelten Pb-210-Werte wurden aufwändige radiochemische Analysen durchgeführt. Diese erfordern zunächst einen vollständigen Aufschluss des Probenmaterials. Das angewandte analytische Verfahren beruht auf der spontanen Abscheidung von Bi-210 und Po-210, den kurzlebigen Folgenukliden des Pb-210, aus salzsaurer Lösung auf Nickelplättchen.

Jeweils 1 g der Proben (Sinteranlagenstaub oder Gichtgasschlamm) wurde mit einem Gemisch aus Salpetersäure und Fluorwasserstoffsäure in der Mikrowelle aufgeschlossen, die Lösung anschließend eingedampft, der Rückstand mit Perchlorsäure abgeraucht und in verdünnter Salzsäure gelöst. Die Deposition von Wismut und Polonium auf den Nickelplättchen erfolgte unter Rühren der Probenlösung über 18 Stunden bei 90°C. Nach der Abscheidung und einer anschließenden Wartezeit von mindestens 5 Stunden, die das Abklingen von störenden Radionukliden wie Bi-214/Po-214 aus der Uran-Radium-Zerfallsreihe und Bi-212/Po-212/Tl-208 aus der Th-232-Zerfallsreihe gewährleistet, wurde die Bi-210-Aktivität in einer nach dem Antikoinzidenzprinzip arbeitenden Low-Level-Beta-Messeinrichtung gemessen. Zur Absorption der Alphastrahlung des gleichzeitig abgeschiedenen Po-210 wurden die Messproben mit einer Aluminiumfolie (etwa 7 mg/cm^2) abgedeckt. Zur Bestimmung der spezifischen Po-210-Aktivität wurde eine Szintillationssonde mit ZnS(Ag)-Szintillator für die Alphamessung verwendet. Die Messzeiten lagen jeweils bei 60000 Sekunden.

3. NORM-Stoffe ausgewählter Industriezweige

3.1 Roheisenindustrie

In Zusammenarbeit mit dem EKO Stahlwerk Eisenhüttenstadt wurden u. a. Untersuchungen an Sinteranlagenstaub und Gichtgasschlamm durchgeführt. Die Probenahme erfolgte für Sinteranlagenstaub direkt an der Anlage, von Gichtgasschlamm sowohl direkt an der Anlage (monatlich über ein halbes Jahr) als auch auf der betriebseigenen Deponie.

Jede Probe wurde im Probenaufbereitungszentrum (PAZ) des BfS in zwei Einzelproben geteilt und separat analysiert, um Inhomogenitäten im Probenmaterial am jeweiligen Probenahmeort abschätzen zu können. Für die gammaspektrometrische Bestimmung wurde das Probengut, wie sonst für Boden- oder Sedimentproben bei Routinebestimmungen üblich, in gasdichte Messgefäße gefüllt. Bei der geringen Gammaenergie für Pb-210 von 46,54 keV musste bei dem zu untersuchenden Probenmaterial mit einer im Vergleich mit herkömmlichen Boden- oder Sedimentproben erhöhten Selbstabsorption gerechnet werden. Untermengen des jeweiligen Probenmaterials wurden deshalb zusätzlich in 250 ml - Polyethylenflaschen (Füllhöhe: 1 cm) sowie in Röhrchen für Bohrlochdetektoren (Füllhöhe: 2 cm) gefüllt, um den Einfluss der Selbstabsorption näher analysieren zu können. Für diese Untersuchungen war die Verwendung von gasdichten Messgefäßen nicht erforderlich.

Die Gesamtaktivität im Sinteranlagenstaub und Gichtgasschlamm wird maßgeblich von den Radionukliden Pb-210 und Po-210 bestimmt. Darüber hinaus wurden auch die spezifischen Aktivitäten aller weiteren relevanten Radionuklide der Uran-Radium-Zerfallsreihe und der Thorium-Zerfallsreihe sowie von K-40 ermittelt. Abbildung 1 zeigt ein typisches Gamma-

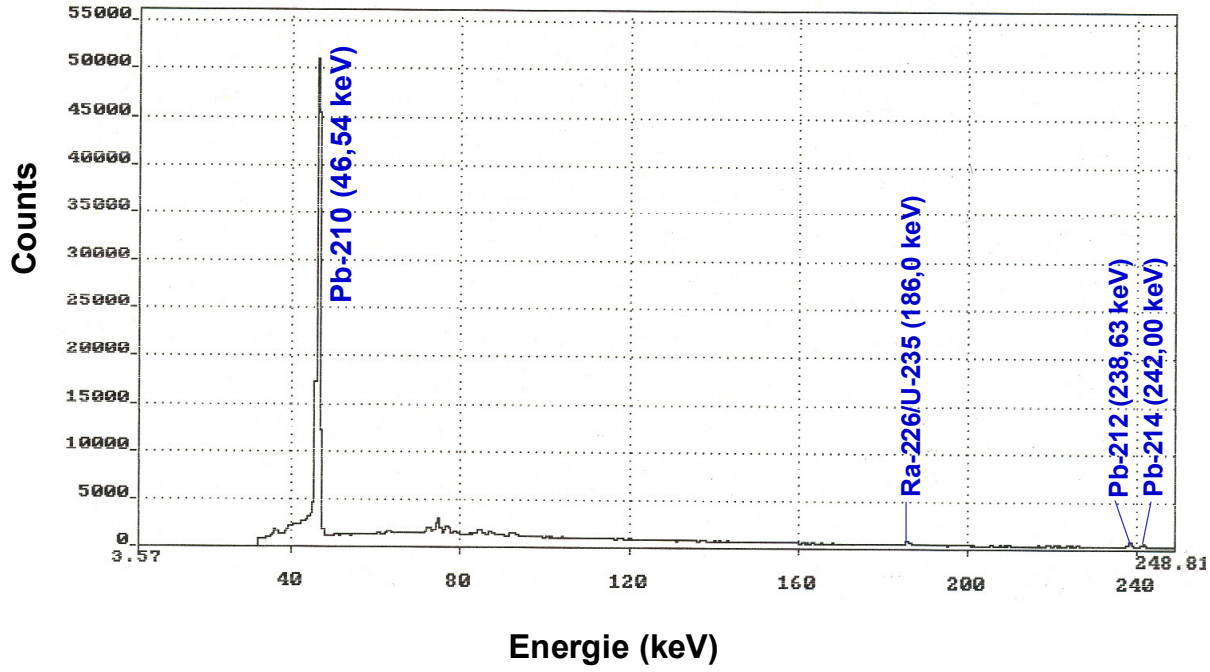


Abb. 1: Typisches Gammaspektrum einer Sinteranlagenstaubprobe

spektrum für eine Sinteranlagenstaubprobe, wobei die 46,54 keV-Linie vom Pb-210-Zerfall dominiert. Die Selbstabsorption für die Pb-210-Linie wurde experimentell mit den oben beschriebenen Geometrien ermittelt und das Messergebnis dahingehend korrigiert. Für Sinteranlagenstaub (Gichtgasschlamm) wurde im Vergleich zum „herkömmlichen" Boden in der 1,0 cm-Geometrie eine um 30 % (10 %) höhere Schwächung und in der Bohrlochgeomtrie eine um 10 % (7 %) höhere Schwächung festgestellt. Diese Werte sind nicht übertragbar auf andere Laboratorien und deren Messplätze, vermitteln aber einen Eindruck von der zu erwartenden Größenordnung. Sofern sich an den Ausgangsstoffen für die Verhüttung und am Verhüttungsprozess im EKO Stahlwerk Eisenhüttenstadt selbst nichts ändert, bleiben die einmal ermittelten Korrekturfaktoren der Selbstabsorption für die verwendeten Geometrien gültig.

Im Rahmen der internen Qualitätssicherung standen radiochemisch ermittelte Pb-210-Messwerte zur Verfügung, die zum Vergleich herangezogen wurden. Im Rahmen der Messunsi-

cherheit wurden die gammaspektrometrisch ermittelten Ergebnisse für Pb-210 mit den angeführten Korrekturen bestätigt.

In Tabelle 1 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zusammengefasst. Die Angabe der Ergebnisse erfolgt in der Maßeinheit Bq/kg TM, d. h. die Werte sind auf die Trockenmasse (TM) bezogen. Die Messunsicherheit gemäß DIN 1319 wird mit einem Vertauensniveau von 95 % ermittelt und ist in Klammern angegeben.

Tabelle 1: Mittlere spezifische Aktivitäten von natürlichen Radionukliden in Sinteranlagenstaub und Gichtgasschlamm im EKO Stahlwerk Eisenhüttenstadt [3] (in Bq/kg TM)

Probe	**K-40**	**Ra-228**	**Th-228**	**Ra-226**	**U-238**	**Pb-210**	**Po-210**
Sinteranlagenstaub	4000(800)	7,6(1,5)	7,3(1,4)	23(5)	24(6)	15200(2600)	50300(5300)
Gichtgasschlamm	280(60)	28(6)	12(3)	74(15)	41(9)	33000(6000)	22200(2500)

Das Aktivitätsverhältnis zwischen Po-210 und Pb-210 von unmittelbar nach der Entnahme gemessenen Proben lag für Sinteranlagenstaub zwischen 1,5 und 5,5 und für Gichtgasschlamm zwischen 0,55 und 0,80. Die spezifischen Pb-210-Aktivitäten von Gichtgasschlamm der Deponieproben unterschieden sich nicht von den Proben, die unmittelbar an der Anlage gewonnen wurden. Da eine zeitliche Einordnung des Probenmaterials auf der Deponie nicht möglich war, wurde auf die Po-210-Bestimmung für diese Proben verzichtet. Auf Grund der im Vergleich zum Pb-210 geringeren Halbwertszeit des Po-210 von 138,4 Tagen kann nach 2 Jahren Deponierung radioaktives Gleichgewicht zwischen beiden Radionukliden angenommen werden.

3.2 Bauxitaufbereitung

Auf dem Betriebsgelände der Aluminium Oxid Stade GmbH (AOS) wurden Bauxitproben (Gove- und Boke-Bauxit) entnommen. Die Entnahme von Rotschlammproben, dem Abprodukt der Bauxitaufbereitung, erfolgte an drei verschiedenen Orten auf der betriebseigenen Deponie. Es wurde die gleiche Probenaufbereitung wie für Sinteranlagenstaubproben und Gichtgasschlammproben aus der Roheisenindustrie gewählt. Zusätzlich wurden die Bauxitproben in einer Scheibenmühle auf eine Korngröße von < 2 mm gemahlen.

In Tabelle 2 sind die Ergebnisse der Untersuchungen zusammengefasst. Die Angabe der Ergebnisse erfolgt analog zu Tabelle 1. Die entnommenen Rotschlamm- und Bauxitproben erwiesen sich als vergleichsweise homogen. Eine zu herkömmlichem Boden erhöhte Selbstabsorption der 46,54 keV-Linie vom Pb-210 wurde innerhalb der Bohrlochgeometrie nicht festgestellt. Die spezifischen Aktivitäten der Radionuklide U-238 und Ra-226 der Uran-Radium-Zerfallsreihe liegen in den Rotschlämmen zwischen 170 und 200 Bq/kg TM. Beide Radionuklide sind innerhalb einer Probe im Rahmen der abgeschätzten Messunsicherheiten im radioaktiven Gleichgewicht. Für Pb-210, dem langlebigen Folgeprodukt von Rn-222, wurden niedrigere spezifische Aktivitäten im Bereich zwischen 140 und 160 Bq/kg TM ermittelt. Ursache ist die Emanation von Rn-222 aus den Rotschlämmen auf der Deponie. Die spezifischen Aktivitäten der Radionuklide Ra-228 und Th-228 der Thorium-Zerfallsreihe sind im Rotschlamm etwa doppelt so hoch, wie die Radionuklide der Uran-Radium-Zerfallsreihe und liegen zwischen 350 und 430 Bq/kg TM. Innerhalb der gammaspektrometrisch bestimmten

Radionuklide der Thorium-Zerfallsreihe konnte keine Störung des radioaktiven Gleichgewichts im Rahmen der ermittelten Messunsicherheiten festgestellt werden.

Tabelle 2: Mittlere spezifische Aktivitäten von natürlichen Radionukliden in Rotschlamm und Bauxit (AOS) (in Bq/kg TM)

Probe	K-40	Ra-228	Th-228	Ra-226	U-238	Pb-210
Rotschlamm	< 30	370(50)	380(50)	190(30)	190(40)	150(30)
Gove-Bauxit	< 20	140(20)	140(20)	95(15)	93(18)	80(15)
Boke-Bauxit	< 20	135(20)	135(20)	65(10)	65(13)	62(12)

Das Verhältnis der Radionuklide der Thorium-Zerfallsreihe zur Uran-Radium-Zerfallsreihe im Rotschlamm wurde im Boke-Bauxit wiedergefunden. Die spezifischen Aktivitäten für U-238 und Ra-226 liegen bei etwa 65 Bq/kg TM, die für Ra-228 und Th-228 bei etwa 135 Bq/kg TM. Für den Gove-Bauxit wurden spezifische Aktivitäten für Ra-228 und Th-228 von etwa 140 Bq/kg TM ermittelt. Die spezifischen Aktivitäten für U-238 und Ra-226 sind gegenüber dem Boke-Bauxit um ca. 50 % höher und liegen bei etwa 95 Bq/kg TM. Die spezifische Pb-210-Aktivität liegt in den jeweiligen Bauxitproben nur unwesentlich niedriger als die ermittelten spezifischen Aktivitäten für U-238 und Ra-226.

3.3 Erdgasförderung

Auf dem Gelände der EEG Erdgas Erdöl Berlin GmbH in Salzwedel werden inkrustierte Steigrohre der Gasförderung gelagert. Die Radioaktivität der Inkrustationen beruht darauf, dass neben dem Erdgas auch Lagerstättenwasser gefördert wird. Darin gelöste Ionen können als Bariumstrontiumsulfate bzw. Bleiverbindungen ausfallen, bei denen der Einbau der Radionuklide Ra-226 und Pb-210 aus der Uran-Radium-Zerfallsreihe sowie Ra-228 aus der Thorium-Zerfallsreihe zu sehr unterschiedlichen, häufig hohen spezifischen Aktivitäten führt. An den Rohraußenseiten treten Dosisleistungen (Photonen) im Bereich von 10 µSv/h auf, an den Innenseiten (Photonen, Betastrahlung) sind es einige Hundert µSv/h. Abbildung 2 zeigt inkrustierte Gasförderrohre.

Abb. 2: Steigrohre der Gasindustrie mit Inkrustationen

Tabelle 3: Typische spezifische Aktivitäten von natürlichen Radionukliden in Inkrustationen von Gasförderrohren (in Bq/kg TM)

Probencode	Ra-228	Th-228	Ra-226	Pb-210
0202I004N	3800(800)	2800(600)	9000(2000)	42000(10000)
0302I002N	89000(18000)	48000(9000)	180000(40000)	4000(1000)
0602I001N	45000(9000)	49000(9000)	260000(50000)	15000(5000)
0904I008N	3700(800)	5200(1000)	45750(9000)	47000(9000)
0904I013N	6900(1400)	9500(1900)	27000(5500)	180000(35000)

Ein Auszug aus den Messergebnissen zeigt Tabelle 3. Die Angabe der Ergebnisse erfolgt analog zu Tabelle 1. Im Gegensatz zu den Proben der Roheisenindustrie und der Bauxitaufbereitung kann bei den gemessenen Inkrustationen (Scales) nicht von einem festen Nuklidvektor ausgegangen werden. Der Nuklidvektor in den Scales ist abhängig von deren Alter und dem Ort ihrer Entstehung. Die Berücksichtigung der Selbstabsorption in Scaleproben wird in Abbildung 3 graphisch dargestellt. Die Füllhöhe des Probengutes im Messgefäß betrug 1,0 cm. Die Abschätzung der Schwächung erfolgte über Ra-226 und seine Folgenuklide Pb-214 und Bi-214 innerhalb eines jeden gemessenen Spektrums. Dies war möglich, weil das Ra-226 und die kurzlebigen Folgenuklide in den Scaleproben selbst hohe spezifische Aktivitäten über

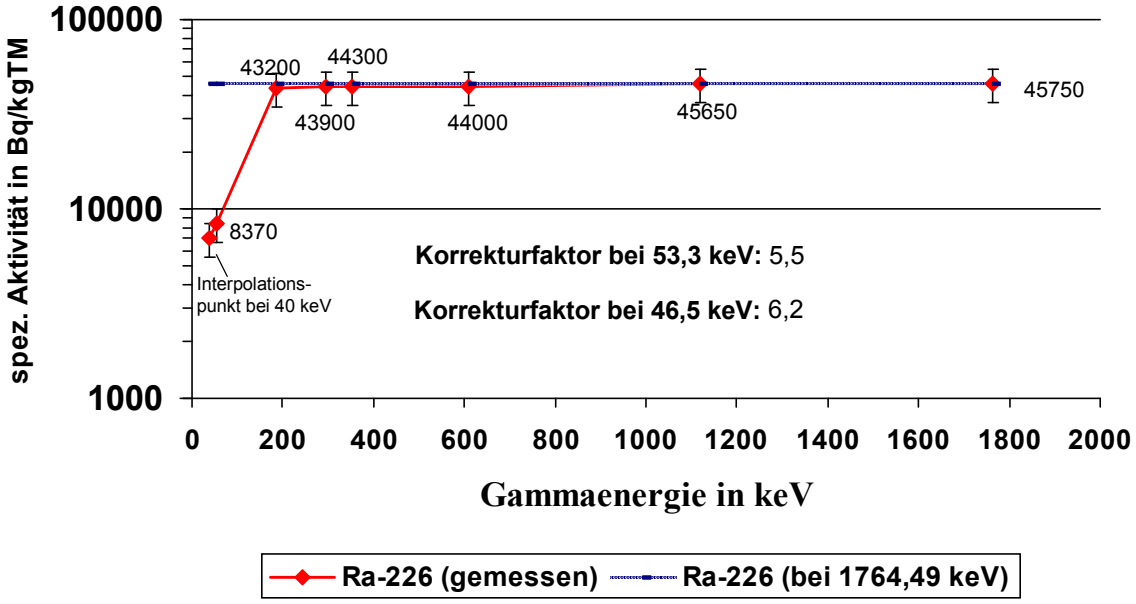


Abb. 3: Graphische Ermittlung der Selbstabsorption in der Probe 0904I008N

9000 Bq/kg aufweisen (vgl. Tabelle 3). Unter der Annahme, dass die Schwächung der hochenergetischen Gammalinie von Bi-214 bei 1764,49 keV vernachlässigt werden kann, wurde über die niederenergetischen Linien bis hin zur 53,23 keV-Linie vom Pb-214 der Beitrag der Schwächung im Spektrum selbst bei verschiedenen Energien ermittelt. Grenzen besitzt dieser Lösungsansatz immer dann, wenn die sogenannte „Sättigungsschichtdicke“ erreicht worden ist, d. h., wenn sich scheinbar die Schwächung der Energielinien im Probenmaterial mit zunehmender Füllhöhen im Messgefäß nicht mehr ändert. Je höher der Schwächungskoeffizient

des Probenmaterials (bestimmt durch die Ordnungszahl) ist, umso kleinere Füllhöhen sind für die Auswertung geeignet. Im vorliegenden Probenmaterial erwies sich letztendlich eine Füllhöhe von maximal 1,0 cm als beherrschbar.

4. Fazit

Die Bestimmung der relevanten natürlichen Radionuklide in den untersuchten NORM-Stoffen kann, mit Ausnahme des Alphastrahlers Po-210, gammaspektrometrisch erfolgen. Die für Pb-210 bei seiner vergleichsweise geringen Gammaenergie von 46,54 keV erforderliche Berücksichtigung der Selbstabsorption ist aber zum Teil ausgesprochen aufwändig. Die zur Korrektur der Selbstabsorption benötigten Faktoren wurden im BfS für verschieden NORM-Stoffe experimentell ermittelt. Dafür wurden Probengeometrien geringer Abmessungen gewählt. Im Gegensatz zu Gichtgasschlamm- und Sinteranlagenstaubproben der Roheisenindustrie sowie Bauxit und Rotschlammproben müssen die erhaltenen Korrekturfaktoren für die Selbstabsorption bei der Bestimmung der spezifischen Pb-210-Aktivität für einzelne Chargen der Inkrustationen in den Steigrohren der Erdgasförderung individuell für jede Probe neu ermittelt werden.

5. Danksagung

Die Autoren danken Herrn Freese, EKO Stahlwerk Eisenhüttenstadt, Herrn Dr. Arpe, Aluminium Oxid Stade GmbH , Herrn Schmidt, Frau Siwula, Frau Höfs und Frau Behrend für deren Unterstützung.

6. Literaturverzeichnis

[1] Meßanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen, Verfahren zur gammaspektrometrischen Bestimmung der spezifischen Aktivität von Radionukliden in Bodenproben (Stand 28.02.2003), K-γ-BODEN-SPEKT-01, Herausgeber: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Urban & Fischer Verlag, München Jena (im Druck)

[2] Meßanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen, Kap. IV.1.4 „Gammaspektrometrische Bestimmung ausgewählter natürlicher Radionuklide“, Herausgeber: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Urban & Fischer Verlag, München Jena, Stand: 01.10.2000

[3] J. Döring, J. Gerler, M. Beyermann, U.-K. Schkade, J. Freese, Identification of enhanced concentrations of Pb-210 and Po-210 in iron ore industry, Proc. NORM IV Conference, Szczyrk, May 2004, Poland

Verarbeitung und Beseitigung natürlich radioaktiver Stoffe (NORM - Abfälle)

Treatment and disposal of naturally occurring radioactive material (NORM)

Sven Gärtner[1], Claudia Hempler[1]

[1]Buchen UmweltService GmbH, Deutschland

Zusammenfassung – *Für die Verwertung und Beseitigung von NORM-Stoffen existieren in der Strahlenschutzverordnung bindende Vorschriften, die den Verbleib und die Verarbeitung dieser Stoffe und Abfälle regeln.*
Die §§ 97 ff regeln den Umgang mit derartigen NORM-Stoffen und bilden die Grundlage für die Vorgehensweise zur Verarbeitung, Verwertung und Beseitigung. Das Poster soll die gesetzlichen Regelungen veranschaulichen und Einblicke in deren Umsetzung geben.

Summary – *Recycling and disposal of naturally occurring radioactive materials is strictly regulated in the radiation protection ordinance, which prescribes disposition and treatment of these waste materials.*
The §§ 97 ff regulate the handling of NORM materials and provide a basis for the procedure in treatment, recycling and disposal of these waste materials. The poster gives a overview of the regulations and shows possibilities of their realisation.

Schlüsselwörter *– NORM, Abfall, Verwertung, Beseitigung, Strahlenschutzverordnung*

Keywords *– NORM, waste, recycling, disposal, radiation protection ordinance*

1. Einleitung

Die Bei sogenannten NORM Stoffen (naturally occuring radioactive material) handelt es sich um Materialien, die natürlich vorkommende Radionuklide der Uran- und Thorium-Zerfallsreihen enthalten.
Den Umgang mit Rückständen, welche aus dem Entstehungsprozess, der Verarbeitung, der Entsorgung und der Verwertung von NORM - Stoffen hervorgehen, regelt die Strahlenschutzverordnung (StrlSchV).
Bei NORM - Stoffen kann es sich um sehr unterschiedliches Material verschiedener Herkunft handeln. Es entstehen Rückstände bei der Rohstoffgewinnung und Verarbeitung.
Die §§ 97 ff legen für den Geltungsbereich der StrlSchV fest, welche Rückstände in der Überwachung verbleiben bzw. unter welchen technischen und radiologischen Randbedingungen eine Entlassung erfolgen kann.

2. Herkunft der natürlichen Nuklide

Natürlich radioaktive Stoffe sind seit jeher Bestandteil unserer Umwelt und kommen je nach geografischer Lage in unterschiedlichen Konzentrationen vor.
Die beim Zerfall der langlebigen natürlichen Radionuklide Uran-238, Uran-235 und Thorium-232 entstehenden Nuklide sind wieder radioaktiv, so dass sie ihrerseits ebenfalls zerfallen. So

entstehen die sogenannten Zerfallsreihen, die erst enden, wenn ein nicht mehr radioaktives Nuklid entsteht.

3. Arbeitsfelder mit erhöhter natürlicher Strahlenexposition

Im Sinne der Strahlenschutzverordnung dürfen nach den § 93 und § 94 die Dosisgrenzwerte nicht überschritten werden und es müssen Maßnahmen getroffen werden, welche die Strahlenexposition unter Berücksichtigung aller Umstände so gering wie möglich halten.
Nach Anlage XI StrlSchV sind Arbeitsfelder, bei denen erheblich erhöhte Expositionen durch natürliche Strahlungsquellen auftreten können, solche mit erhöhten Radon-222 Exposition und Arbeitsfelder mit erhöhten Expositionen durch Uran und Thorium und deren Zerfallsprodukten ohne Radon.

Für die Praxis hat das bedeutsame Auswirkungen, denn somit muss nach § 95 StrlSchV eine Abschätzung der Strahlenexposition unter Berücksichtigung der Expositionspfade, z.B. Inhalation von kontaminiertem Staub, Inhalation von Radon und Radonfolgeprodukten sowie äußere Gamma- Strahlung, erfolgen und es müssen möglicherweise Maßnahmen zur Reduzierung der Exposition vorgenommen werden. Ausreichende Belüftungsanlagen und Automatisierung des Arbeitsprozesses können zur Minimierung der Strahlenexposition beitragen. Die Ermittlung erfolgt in der Regel als Kombination aus Personen- und Ortsdosimetrie. Somit erhält man eine personen- bzw. arbeitsplatzbezogene Expositionsabschätzung. Ist nach Abschätzung der Strahlenexposition die effektive Dosis höher als 6 mSv/a, so müssen die Personen überwacht werden und es muss nach § 96 eine Dosiskartei geführt werden.
Seit dem 20. Juli 2004 existiert in Deutschland eine Verwaltungsvorschrift für den Strahlenpass, die aus der Novellierung der StrlSchV hervorgeht. In diesem Strahlenpass werden erstmals Dosisbilanzierungen für Radon- Expositionen in fremden Anlagen sowie äußere und innere Strahlenexpositionen in fremden Anlagen im Sinne der Anlage XI Teil B StrlSchV dokumentiert.

4. Gesetzliche Regelungen und Umsetzung

Im Kapitel 3- Schutz der Bevölkerung bei natürlich vorkommenden radioaktiven Stoffen- der StrlSchV wird der Geltungsbereich und die Vorgehensweisen beim Umgang mit NORM – Rückständen geregelt. Der Richtwert der effektiven Dosis für den Bevölkerungsschutz liegt bei 1 mSv/a, d.h. wenn dieser überschritten wird, sind Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung zu ergreifen.
Die Strahlenschutzverordnung findet ihre Anwendung bezüglich NORM dort, wo Rückstände aus Industrie und Bergbau mit erhöhten Gehalten an natürlicher Radioaktivität in weitere Wirtschaftskreisläufe gelangen können (Verwertung) und wo Rückstände mit natürlicher Radioaktivität beseitigt werden, z. B. auf einer Deponie.
Wenn eine Strahlenexposition bei Rückständen größer als 1 mSv/a nicht auszuschließen ist und die spezifische Aktivität größer als 0,2 Bq/g ist, gelten die Rückstände als potentiell überwachungsbedürftige Rückstände. Die zu prüfenden Rückstände sind in der Anlage XII Teil A der Strahlenschutzverordnung aufgelistet. Im Teil B dieser Anlage werden die Überwachungsgrenzen für die überwachungsbedürftigen Rückstände festgelegt.
Voraussetzungen zur Entlassung von Rückständen aus der Überwachung nach § 98 StrlSchV sind zum einen die Überwachungsbedürftigkeit nach § 97 Abs. 2 StrlSchV und dass der erforderliche Schutz der Bevölkerung vor Strahlenexposition sichergestellt ist. Weiterhin muss der Nachweis erbracht sein, dass die in Anlage XII Teil D genannten Grundsätze erfüllt

sind. Dabei handelt es sich um die Ermittlung der Strahlenexposition von Einzelpersonen und der Bevölkerung nach realistischen Expositionspfaden und Expositionsannahmen. Zusätzlich muss im Falle einer Verwertung von Rückständen die Strahlenexposition von Einzelpersonen und der Bevölkerung berücksichtigt und dokumentiert werden, insbesondere bei der Herstellung und Inverkehrbringen von Erzeugnissen und bei der Beseitigung der dabei entstehenden Rückstände.
Ist die Entlassung aus der Überwachung nach § 98 nicht möglich, weil der Bevölkerungsschutz nicht aufrecht erhalten werden kann, verbleiben die betreffenden Reststoffe als radioaktive Stoffe in der Überwachung. Der § 99 regelt den Verbleib der radioaktiven Stoffe und die Behörde kann erforderliche Maßnahmen zum Strahlenschutz anordnen.

Der Teil B der Anlage XII legt die Überwachungsgrenzen bei einer festgelegten Verwertung oder Beseitigung fest.
Allgemein lässt sich sagen, dass als Überwachungsgrenze für die spezifische Aktivität C= 1 Bq/g gilt. Zur Bestimmung der spezifischen Aktivität sind repräsentativ ermittelte Werte der größten spezifischen Aktivitäten der Radionuklide der Nuklidketten U_{238sec} und Th_{232sec} heranzuziehen.
Einzelfallregelungen für überwachungsbedürftige Rückstände werden in Anlage XII Teil B Abs. 2-5 definiert.

Werden überwachungsbedürftige Rückstände gemeinsam mit übrigen Abfällen nach § 98 Abs.2 deponiert, muss der Nachweis erbracht werden, dass durch getroffene Schutzmaßnahmen der erforderliche Schutz der Bevölkerung vor Strahlenexpositionen sichergestellt ist. Hierbei wird vorausgesetzt, dass der Richtwert von 1 mSv/a durch Tätigkeiten auf einer Deponie einer Einzelperson nicht überschritten werden darf. Für die jeweilige Deponierung sind im Abs.1 Anlage XII Teil C StrlSchV die Überwachungsgrenzen aufgelistet.
Bei einer Deponierung darf in diesem Fall kein Nuklid der U_{238sec} und Th_{232sec} Nuklidketten die spezifische Aktivität von 10 Bq/g überschreiten. Werden Rückstände auf einer Deponie für besonders überwachungsbedürftige Abfälle deponiert, so darf kein Nuklid der beiden oben genannten Nuklidketten die spezifische Aktivität von 50 Bq/g überschreiten.

Der Abs. 2 der Anlage XII Teil C StrlSchV kommentiert die Überprüfung des Mutter-Tochter Gleichgewichts und legt fest, sobald die größte spezifische Aktivität der Nuklide des Pb_{210}++ gegenüber der Nuklide der U_{238sec} Nuklidkette um einen Faktor größer 5 erhöht ist, kann bei der Ermittlung der Gesamtaktivität nach Abs. 1 ein Multiplikationsfaktor hinzu genommen werden. Bei einer übertägigen Deponierung beträgt der Faktor 0,3 und bei einer untertägigen Deponierung ist der Faktor aus der Tabelle im Teil B Abs.4 dieser Anlage zu nutzen.

Der Teil D der Anlage XII StrlSchV enthält die Grundsätze für die Ermittlung von Strahlenexpositionen bei Rückständen nach Anlage XII Teil A StrlSchV.
Hierbei sind realistische Expositionspfade und Expositionsannahmen zu verwenden, um eine reelle Ermittlung der Strahlenexposition der Bevölkerung zu ermitteln. Berücksichtigt man die Expositionspfade nach Anlage VII Teil A StrlSchV, so sind die Annahmen der Anlage VII Teil B und C zu verwenden.
Nach Abs. 2 Anlage XII Teil D StrlSchV sind im Fall einer Verwertung von Rückständen alle Expositionen zu berücksichtigen, die für eine Strahlenexposition einer Einzelperson der Bevölkerung beitragen. Expositionen können hier durch das Herstellen und Inverkehrbringen

von Erzeugnissen, des weiteren durch die Beseitigung von Rückständen und dabei anfallender weiterer Rückstände auftreten.
Bei einer Beseitigung von Rückständen sind nach Abs. 3 Anlage XII Teil D StrlSchV bei der Ermittlung der Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung alle Expositionspfade, die auf dem Weg der Beseitigung auftreten können, einzubeziehen.
Der Abs. 4 der Anlage XII Teil D StrlSchV sagt aus: sind Grundstücke durch Rückstände verunreinigt, müssen bei der Ermittlung der Strahlenexposition nach §101 Abs.2 StrlSchV alle Expositionen, die bei realistischen Nutzungsannahmen unter Berücksichtigung der natürlichen Standortverhältnisse auftreten können, einbezogen werden.
Bei der Ermittlung nach Abs. 4 sind die Dosiskoeffizienten aus der Zusammenstellung im Bundesanzeiger Nr. 160 a und b vom 28. August 2001 Teil I und II zu verwenden.
Werden Rückstände nach §98 aus der Überwachung entlassen, sind zur Ermittlung der Exposition die Dosiskoeffizienten aus der Zusammenstellung im Bundesanzeiger Nr.160 a und b vom 28. August 2001 Teil I und III hinzu zu nehmen.

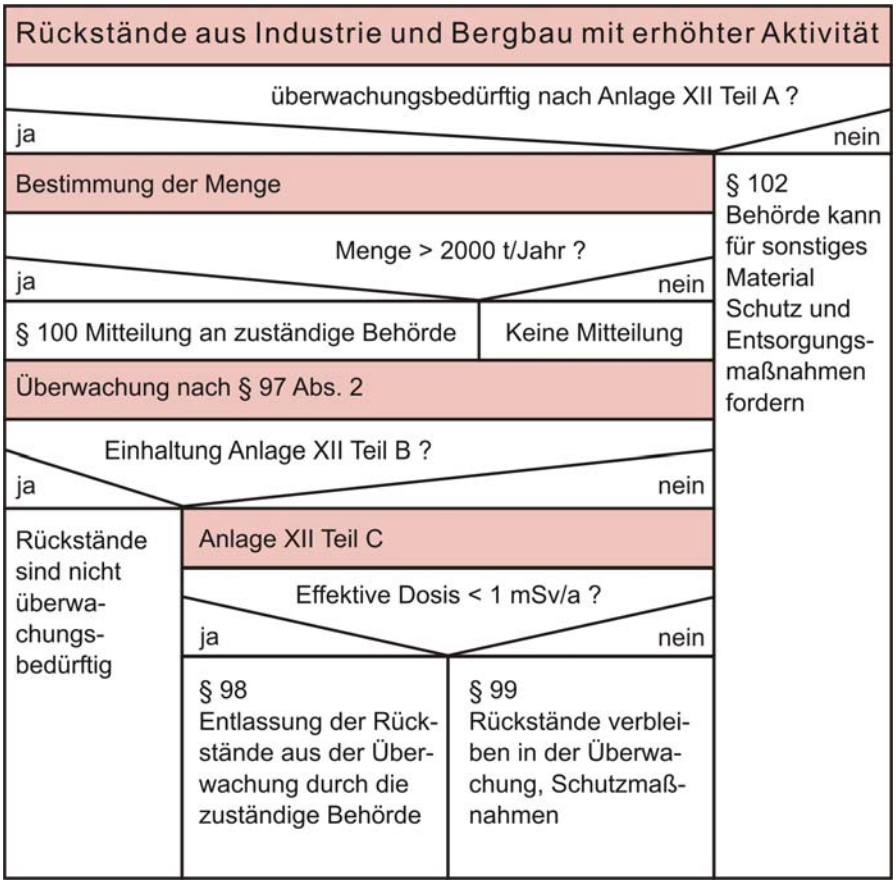


Abb. 1: Schema zur Bestimmung der überwachungsbedürftigen Rückstände nach § 97 StrlSchV.

5. Zusammenfassung

Die StrlSchV dient dem Ziel, sowohl beruflich strahlenexponiertes Personal, als auch die Bevölkerung vor der schädigenden Wirkung ionisierender Strahlung zu schützen.
Mit der Novelle der StrlSchV legte der Gesetzgeber erstmals Grenzwerte für Personen fest, welche beruflichen Umgang mit natürlichen radioaktiven Stoffen haben und fordert gleichzeitig geeignete Maßnahmen zur Minimierung der daraus resultierenden Strahlenexposition.

BERÜCKSICHTIGUNG NATÜRLICHER ZUFUHREN IN DER INKORPORATIONSÜBERWACHUNG

CONSIDERATION OF THE NATURAL BACKGROUND IN INCORPORATION MONITORING

T. Schönmuth, K. Helling

VKTA, Dresden, Deutschland

Zusammenfassung
Durch den VKTA wird eine amtlich bestimmte Inkorporationsmessstelle nach §41 StrlSchV für den Freistaat Sachsen betrieben. Die Tätigkeitsfelder der Messstelle befinden sich in unterschiedlichen Bereichen, z.B. beim Umgang mit offenen Stoffen im Forschungszentrum Rossendorf (FZR), in Bereichen der Nuklearmedizin oder bei der Stilllegung und Entsorgung der kerntechnischen Anlagen am Standort. Ziel ist die Abschätzung einer Körperaktivität bzw. Folgedosis aus den erhaltenen Messergebnissen.
Im Rahmen dieser Inkorporationsüberwachung ist es auch notwendig, nicht berufsbedingte Aktivitätszufuhren zu erkennen bzw. bei einer Dosisabschätzung zu berücksichtigen. Anhand konkreter Beispiele (Uran, Thorium, Ra-226) wird gezeigt, wie derartige Zufuhren bei einer Überwachung zu berücksichtigen sind bzw. welche Folgen bei einer Falschbewertung entstehen können.

Summary
By order of the Saxonian Ministry for Environment and Agriculture VKTA operates the incorporation monitor facility wich is available to all users of radioactive material. Working fields are in the nuclear medicine, in research with open radioactive substances or decommissioning of old nuclear facilities. The aim of incorporation monitoring is to calculate the intake and the committed effective dose respectively. In some cases it's shown the influence of natural sources to the dose values.

Schlüsselwörter - *Inkorporation, effektive Folgedosis, natürliche Zufuhr*
Keyword – *Incorporation, committed effective Dose, natural Intake*

1 Einleitung

Der VKTA betreibt eine amtlich bestimmte Inkorporationsmessstelle nach § 41 StrlSchV. Ziel ist die Abschätzung einer Körperaktivität bzw. Folgedosis aus den erhaltenen Messergebnissen. Aufgrund der unterschiedlichen Tätigkeitsfelder (z.B. Umgang mit offenen Stoffen im Forschungszentrum Rossendorf, in Bereichen der Nuklearmedizin oder bei der Stilllegung und Entsorgung kerntechnischer Anlagen) sind dazu sowohl Direktmessungen (Ganz- oder Teilkörperzähler) als auch Ausscheidungsanalysen (Urin, Stuhl) notwendig. Für die Auswertung sind zudem vorliegende Aktivitätskonzentrationen aus der Raumluftüberwachung von großem Interesse.
Bei der Bewertung der Daten sind die Beiträge nicht beruflich bedingter Aktivitätszufuhren bei der Dosisabschätzung entsprechend zu berücksichtigen. Dabei handelt es sich nicht um Zufuhren aufgrund medizinischer Applikationen (z.B. I-131-Diagnostik), da diese i.a. mess-

technisch gut zu erfassen bzw. durch Befragung der Personen leicht aufgeklärt werden können. Zu berücksichtigen sind vielmehr die Beiträge aus natürlichen Zufuhren, die allerdings für den praktischen Strahlenschutz von Bedeutung sind. Im vorliegenden Beitrag wird anhand konkreter Beispiele für Uran, Thorium und Radium gezeigt, wie derartige Zufuhren zu berücksichtigen sind bzw. welche Folgen bei einer Fehlinterpretation entstehen können.

2 Beispiele für nicht beruflich bedingte Aktivitätszufuhren

2.1 Uran

Bei einer Mitarbeiterin wurden im Rahmen der regelmäßigen Inkorporationsüberwachung erhöhte Messwerte für Uran im Stuhl (U-234: 564 mBq/d; U-235: 9,8 mBq/d; U-238: 130 mBq/d) nachgewiesen. Bei Uran ist zu berücksichtigen, dass durch natürliche Zufuhren zusätzliche Aktivitätsbeiträge in den Ausscheidungen hervorgerufen werden. Um die Größenordnung bzw. Schwankungsbreite dieser Beiträge abzuschätzen, erfolgten in den Jahren 1994-1996 stichprobenartige Untersuchungen an Personen einer Kontrollgruppe, d.h. Personen, die keinen beruflichen Umgang mit Uran hatten oder haben [1]. Diese Ergebnisse finden sich auch in [2] wieder und sind in Tabelle 1 zusammengefasst.
Eine Bewertung der Messergebnisse mit dem Referenzverfahren nach [3] unter Zugrundelegung der Dosisfaktoren aus [4,5] bzw. vom BfS zur Verfügung gestellter Ausscheidungsfunktionen ergab Dosiswerte, die in Tabelle 2 zusammengestellt sind. Dabei wurde eine natürliche Zufuhr (siehe Tabelle 1) berücksichtigt.

Tabelle 1: Beiträge natürlicher Zufuhren

	Ausscheidungsrate Stuhl [mBq/d]		
	U-234	U-235	U-238
Kontrollgruppe [1]	76,8 +- 59,6	1,6 +- 0,9	27,8 +- 15,9
St.Sch. 4065 [2]	60,4 +- 57,9	1,3 +- 0,9	24,6 +- 14,9

Tabelle 2: Ergebnis der Dosisabschätzungen unter Berücksichtigung natürlicher Zufuhren (Annahme: Inhalation AMAD 5 µm, Stoffklasse M, Zufuhr vor 90 Tagen)

	U-234	U-235	U-238
Messwert [mBq/d] [1)]	487,5	8,2	102,1
Zufuhr [mBq]	7,8E+06	1,3E+05	1,6E+06
Dosis [mSv]			
Effektiv	1,7E+01	2,4E-01	2,6E+00
Organ (Organangabe)	1,3E+02 (Lunge)	1,9E+00 (Lunge)	2,1E+01 (Lunge)

[1)] natürliche Zufuhr (Mittelwert Kontrollgruppe, siehe Tab. 1) berücksichtigt

Aufgrund der Ergebnisse der Dosisabschätzungen sind nach [3] weitere Betrachtungen notwendig. Neben einer zusätzlichen Probenahme wurden auch die Umgangsaktivitäten betrachtet. Wird entsprechend [6] ein relativer Anteil der unbemerkt inkorporierbaren Arbeitsplatzaktivität mit 5E-05 angenommen, so ergeben sich Umgangsaktivitäten im MBq-

Bereich und darüber. Ein direkter Umgang im Rahmen von Stilllegungstätigkeiten fand aber nicht statt, im wesentlichen wurden Routineproben (Ausscheidungsanalytik, Umgebungsüberwachung) analysiert. Aufgrund des Aktivitätsniveaus dieser Proben scheint daher eine nicht berufliche bedingte Zufuhr wahrscheinlicher zu sein.

Die Ergebnisse der Nachfolgemessung (Probenahme ca. 3 Wochen nach Routinemessung) waren deutlich geringer und lagen innerhalb der Schwankungsbreite der Ergebnisse der Kontrollgruppe (siehe Tabelle 1). Weiterhin ist festzustellen, dass die Isotopenverhältnisse aller Messungen mit denen der Kontrollgruppe korrelieren. Um die Aussagen über eine natürliche Zufuhr zu unterstützten, wurde versucht, weitere Informationen über den Urangehalt der konsumierten Lebensmittel zu erhalten. Dabei konnten in Stichproben von konsumierten Mineralwässern deutliche Urangehalte festgestellt werden (siehe Tabelle 3).

Tabelle 3: Analysenergebnisse konsumierter Mineralwässer (stichprobenartige Messung)

Mineralwasser	Gehalt in mBq/l		
	U-234	U-235	U-238
A	208	2,9	48
B	1	<0,5	2,5

Auf der Basis dieser Angaben zu den Urangehalten wurden unter Annahme einer einmaligen Ingestion von 1l Mineralwasser B am Tag an 10 aufeinander folgenden Tagen, danach entsprechend 10 Tage Mineralwasser A und danach wieder 10 Tage Mineralwasser B die Ausscheidungsraten im Stuhl abgeschätzt. In Abbildung 1 sind die entsprechenden Resultate für U-234 dargestellt.

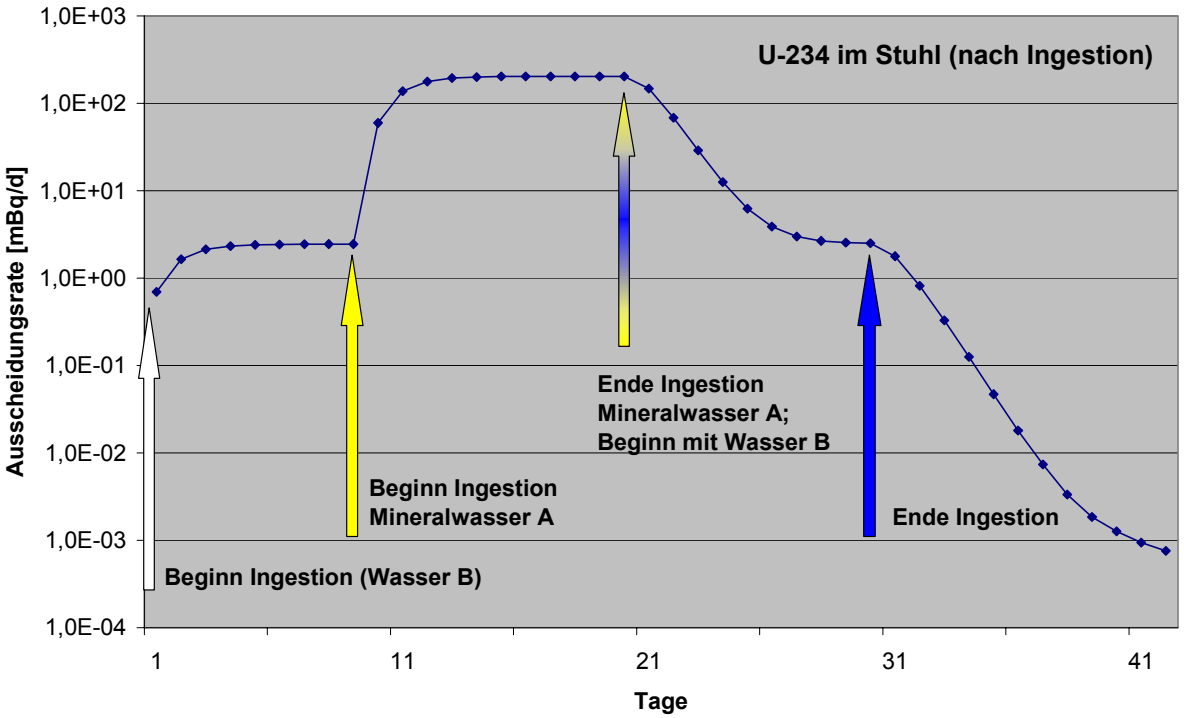


Abbildung 1: Abschätzte Ausscheidungsraten im Stuhl für U-234 nach Ingestion von Mineralwasser mit unterschiedlichen Urangehalten

Aus Abbildung 1 ist ersichtlich, dass die nachgewiesenen Schwankungen im Urangehalt der Mineralwässer sich wie erwartet unmittelbar auf die Ausscheidungsraten auswirken. Da bei einer Ingestion der überwiegende Teil der Aktivität wieder ausgeschieden wird, können Lebensmittel mit hohen Urangehalten starke Schwankungen in den Ausscheidungsraten hervorrufen. Die erhöhten Messwerte werden daher als Folge einer natürlich bedingten Zufuhr angesehen, es erfolgten keine weiteren Interpretationen.

2.2 Thorium

Für eine Mitarbeiterin wurden im Rahmen der regelmäßigen Inkorporationsüberwachung erhöhte Messwerte für Thorium im Stuhl festgestellt. In Abbildung 2 sind diese Werte sowie Ergebnisse von Nachfolgemessungen den Daten für die Kontrollgruppe (siehe Kap. 2.1) bzw. einer weiteren Studiengruppe (kein beruflicher Umgang mit Thorium, Ergebnisse für regelmäßige Messungen an 6 Probanden über 2 Jahre [7]) gegenübergestellt.

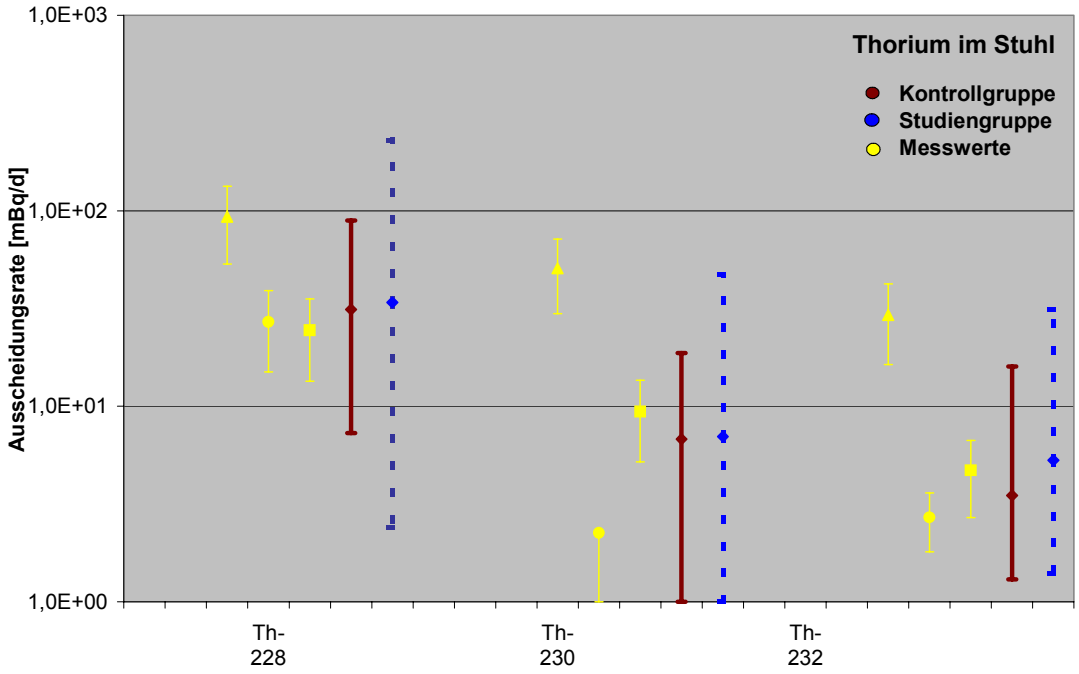


Abbildung 2: Vergleich der Ausscheidungsraten für Thorium

Die Messwerte liegen dabei noch in der Schwankungsbreite der Kontroll- bzw. Studiengruppe. Allerdings zeigen die Ausscheidungsraten hinsichtlich Thorium große Schwankungsbreiten, Tabelle 4 verdeutlicht dies anhand der Isotopenverhältnisse Th-228/232.

Angaben über die Thorium-Gehalte der konsumierten Lebensmittel (z.B. Mineralwasser) für die Bewertung des Messwertes liegen nicht vor.

Im folgenden werden unter der Annahme einer einmaligen, beruflich bedingten Inkorporation verschiedene Szenarien betrachtet. Unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Nachfolgemessungen sowie natürlicher Zufuhren (Abzug Mittelwert Kontrollgruppe) ergeben sich die in Tabelle 5 dargestellten Ergebnisse, Einzelheiten enthält [8].

Tabelle 4: Vergleich der Verhältnisse Th-228/Th-232 in den Ausscheidungsraten im Stuhl

Wert	Bemerkung	Th-228/Th-232
Messwert	Routinemessung Nachfolgemessung	3,2 10,0
Kontrollgruppe [1]	Mittelwert Schwankungsbreite	12,3 9,0 … 15,6
Langzeitprobanden [7]	Mittelwert Schwankungsbreite	6,4 3,7 … 7,4

Tabelle 5: Ergebnisse für Szenarien für eine beruflich bedingte Zufuhr von Thorium

	Inhalation (AMAD 5 µm)	
	Stoffklasse M	Stoffklasse S
Zufuhr [mBq]	1,1E+04	1,0E+04
Dosis [mSv]		
Effektiv	2,7E-01	1,6E-01
Organ (Organangabe)	9,8E+00 (Kn.-Oberfl)	8,0E-01 [1)] (Kn.-Oberfl.)

[1)] bei Stoffklasse S Organdosis Kn.-Oberfl. wegen Vergleichbarkeit auch für Th-228 und Th-232

Werden entsprechend [6] Umgangsaktivitäten abgeschätzt, so würden diese bei einer angenommenen Inhalation im MBq-Bereich liegen. Aufgrund der Umgangsbedingungen (Analyse von Umweltproben) liegen diese Bedingungen nicht vor, d. h. beruflich bedingte Zufuhren können hier ausgeschlossen werden. Die Messwerte werden daher nicht als Ergebnis einer beruflich bedingten Zufuhr interpretiert.

2.3 Radium

Für Ra-226 wird in [5] eine regelmäßige Inkorporationsüberwachung durch Ausscheidungsanalyse (Urin) mit einem Intervall von 180 Tagen vorgeschlagen. Eine Bewertung mit dem Referenzverfahren (Zufuhr durch Inhalation in Mitte Überwachungsintervall, AMAD 5 µm) ergibt bei Messwerten im Bereich der Nachweisgrenze von 5 mBq/d eine Zufuhr von 1,1E+03 Bq bzw. eine effektiven Folgedosis von 2,5 mSv. Damit entsprechende Fehlinterpretationen vermieden werden können, sind in diesem Zusammenhang die natürlich bedingten Zufuhren von Interesse. Dabei sind Zufuhren durch Ingestion (Trink- und Mineralwasser) besonders hervorzuheben. Messungen zeigen hier Werte im Bereich von 0,4…300 mBq/l (Trinkwasser) bzw. 2….530 mBq/l (Mineralwasser) [9].

Für eine Abschätzung dieser natürlichen Zufuhren wurden in den letzten Jahren begonnen, Statusmessungen bei Personen durchzuführen, die keinen beruflich bedingten Umgang mit Radium hatten oder haben. Die Ergebnisse der bisher durchgeführten Messungen sind in Abbildung 3 enthalten. Insgesamt wurden 39 Messungen an 11 Personen durchgeführt. Eine

Dosisbewertung nach einer Inkorporationskontrolle erfolgt erst dann, wenn die Messwerte außerhalb des beobachteten Schwankungsbereiches (≤ 50 mBq/d) liegen.

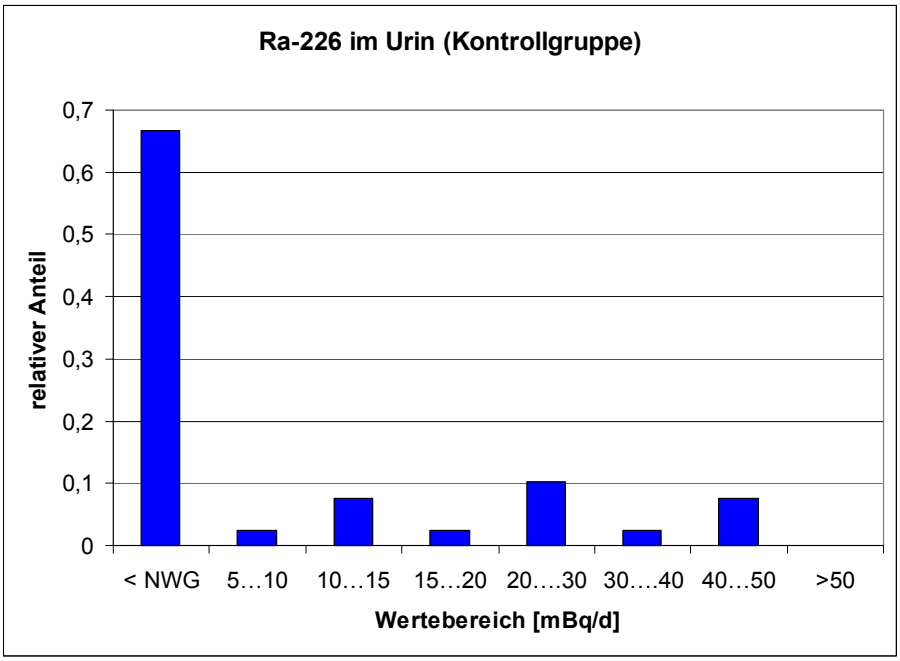


Abbildung 3: Messergebnisse von Statusmessungen hinsichtlich Ra-226 im Urin

3 Zusammenfassung

Die aufgeführten Beispiele verdeutlichen, dass bei der Inkorporationsüberwachung zur Vermeidung von Fehlinterpretationen eine Berücksichtigung nicht beruflich bedingter Aktivitätszufuhren erforderlich ist. Im Einzelfall können auch Ergebnisse erhalten werden, die außerhalb des erwarteten Schwankungsbereiches dieser natürlichen Zufuhren liegen.

4 Literaturverzeichnis

[1] T. Schönmuth, K. Helling, P. Sahre, „Inkorporationskontrolle beim Umgang mit Uran und Thorium mittels Ausscheidungsanalytischer Verfahren und Vergleich mit Meßwerten einer Kontrollgruppe“, 30. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e. V. Lindau 1998, TÜV-Verlag GmbH 1998, S. 194-198

[2] Forschungsvorhaben des BMU StSch 4065: Berücksichtigung des Beitrages aus natürlichen Quellen aufgenommener Radionuklide bei der Ausscheidungsanalyse, insbesondere für Uran und Thorium, Abschlussbericht März 2000

[3] “Richtlinie für die Ermittlung der Körperdosen bei innerer Strahlenexposition gemäß den §§ 63 und 63a der Strahlenschutzverordnung (Berechnungsgrundlage)” vom 13. März 1997, Bundesanzeiger, 49 (1997), Nr. 122a

[4] Bekanntmachung der Dosiskoeffizienten zur Berechnung der Strahlenexposition vom 23. Juli 2001, Bundesanzeiger, 53 (2001), Nr. 160 a,b

[5] Retentions- und Ausscheidungsdaten sowie Dosiskoeffizienten für die Inkorporationsüberwachung – Übergangsregelung bis zum In-Kraft-Treten der entsprechenden Richtlinie zur inneren Exposition, BfS-SG-02/03

[6] „Richtlinie für die physikalische Strahlenschutzkontrolle zur Ermittlung der Körperdosen (§§ 62,63,63a StrlSchV; §§35,35a RöV)“ vom 20. Dezember 1993, GMBI, 45 (1994), S. 286-307

[7] J. Zingler, “Der Aktivitätstransport von natürlich bedingtem Thorium in der Inkorporationsüberwachung”, Dissertation, RWTH Aachen, 2001

[8] T. Schönmuth, „Bewertung von Inkorporationen beim Rückbau von Anlagen im VKTA (Eigenpersonal) im I. Halbjahr 2003“, Bericht KS-22-2003, 12.11.2003

[9] R. Michel, „Natürliche Radionuklide in Lebensmitteln und ihre Bedeutung für die Strahlenexposition“, Strahlenschutzpraxis 7(2001),11

NUKLIDSPEZIFISCHE BESTIMMUNG DER GAMMAORTSDOSIS-LEISTUNG MITTELS IN SITU-GAMMASPEKTROMETRIE

ESTIMATION OF DOSE RATES OF DIFFERENT NUCLIDES BY MEANS OF IN SITU GAMMA RAY SPEKTROMETRY

P. Sahre[1], M. Kaden[1], A. Rietzschel[2]

[1]VKTA (Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik), Dresden, Deutschland
[2]IAF – Radioökologie GmbH, Dresden, Deutschland

Zusammenfassung

Die Beiträge künstlicher Radionuklide zur Ortsdosisleistung spielen eine Rolle bei der Bewertung von freigegebenen Bodenflächen. Mittels integraler Ortsdosisleistungmessung ist es nicht möglich, diese Beiträge, wenn Sie nur zu einer Dosis von ca. 10 µSv im Jahr führen sollten, zu erfassen.
Die Messung der Gamma-Fluenz mittels eines hochauflösenden in situ-Gammaspektrometers und die anschließende Bewertung der nuklidspezifischen Beiträge als Ortsdosisleistung unter Zuhilfenahme der Tiefenverteilung der Aktivität im Boden ist die empfindlichste Methode zur Ortsdosisleistungsbestimmung.

Im Beitrag werden die Unsicherheiten bei den nuklidspezifischen Ortsdosisleistungsbestimmungen dargestellt, die sich aus der Wahl der Aktivitätstiefenverteilung ergeben. Dem gegenübergestellt werden Interpretationsversuche ohne Kenntnis der Aktivitätstiefenverteilung im Boden. Letztgenanntes Verfahren weist bis zu den betrachteten Quellenlagen im Boden (ca. 20 cm) geringere Unsicherheiten auf.

Summary

The contribution of artificial radionuclides to the gamma dose rate plays an important role for the assessment of soil contamination, for instance in the case of clearance. Using dose rate meter it is not possible to measure values leading to the de minimis dose.
In situ gamma ray spectrometry is the most sensitive method for measuring the dose rate first of all if the contributions of the single nuclides to the dose are needed. Normally after measuring the spectrum the activity in the soil is calculated assuming a depth distribution of the activity and after this calculating the dose rate.

The paper gives the uncertainties of the dose rate estimation using the above mentioned method. These results are compared with results using a new method for dose rate estimation without knowledge of the depth distribution of the activity. It is shown that without knowledge of the activity depth distribution the results are better at least within the maximum source depth of about 20 cm.

Schlüsselwörter *— Ortsdosisleistung, in situ, Gammaspektrometrie*
Keywords *— dose rate, in situ, gamma ray spectrometry*

1. Einleitung

Die Messung von Flächenkontaminationen mittels in situ-Gammaspektrometrie ist eine etablierte Methode in der Umgebungsüberwachung kerntechnischer Anlagen im Störfall/Unfall [RE-93]. Meist werden hoch auflösende Detektoren dafür eingesetzt. Neben der Bestimmung der Aktivität auf der Oberfläche ist auch die Aktivitätsbestimmung in den Boden eingedrungener Aktivität möglich, wenn man die Tiefenverteilung der eingedrungenen Aktivität kennt. Die bei der in situ-Gammaspektrometrie verwendete Analysesoftware gestattet darüber hinaus meist auch die Berechnung der nuklidspezifischen Ortsdosisleistungsbeiträge auf der Basis auszuwählender der Aktivitätstiefenverteilungen [IN-04].

Im Beitrag wird untersucht, wie groß die Unsicherheit der bei unbekannter Aktivitätstiefenverteilung durch willkürliche Wahl derselben bei der Bestimmung der nuklidspezifischen Ortsdosisleistung ist. Diese Unsicherheiten werden mit denen eines anderen einfachen Interpretationsverfahrens verglichen, bei dem weder eine Annahme der Aktivitätstiefenverteilung noch eine (aufwändige) Spektrenentfaltung, die die gesamte gestreute Strahlung berücksichtigt, notwendig sind.

2. Messmethode

Bereits in [OE-97] wurde die Eignung eines in situ-Gammaspektrometers zur Bestimmung der nuklidspezifischen Gammaortsdosisleistung nachgewiesen. Dabei wurde nicht, wie sonst [DI-00] üblich, das gemessene Spektrum mit einer angenommenen Tiefenverteilung der Aktivität gefaltet, sondern es wurden die gemessenen Nettopeakflächenraten mit gemessenen Ortsdosisleistungswerten verglichen. In [OE-97] wurden die Winkelabhängigkeit der Nachweiswahrscheinlichkeit untersucht und die Kalibrierfunktionen für die Direktmessung der nuklidspezifischen Ortsdosisleistung aus der integralen Zählrate (Summation aller Kanalinhalte eines Spektrums) und aus den einzelnen Nettopeakflächenraten bestimmt. Für eine Freiluftbestrahlung wurde die Nachweisgrenze z. B. von 3 nSv/h für Cs-137 und 0,7 nSv/h für Co-60 (Messzeit 900 s) ermittelt.

In [RI-03] wurde von den Freiluftmessungen zu Messungen mit in den Boden eingelassenen Quellen übergegangen. Die Messgeometrien sind in Abbildung 1 für Punktquellen im Boden (0 – 21 cm Tiefe)dargestellt. Ebenfalls beispielhaft dargestellt sind (nicht normierte) Tiefenverteilungen der Aktivität für Relaxationsmassenflächendichten von 3, 10 und 30 g/cm^2. Diese sind für die Vergleichsrechnungen wichtig, die im Kapitel 3 beschrieben werden.

Als Messgeräte wurden das Ortsdosisleistungsmesssystem FHT 191 N (Eberline) [ES-93] und ein HPGe-Detektor (p-Typ) mit einer relativen Nachweiswahrscheinlichkeit von 28 % verwendet. Für die Experimente wurden umschlossene Strahlenquellen der Nuklide Cs-137, Ba-133, Co-60 und Co-57 mit Aktivitäten im MBq-Bereich eingesetzt.

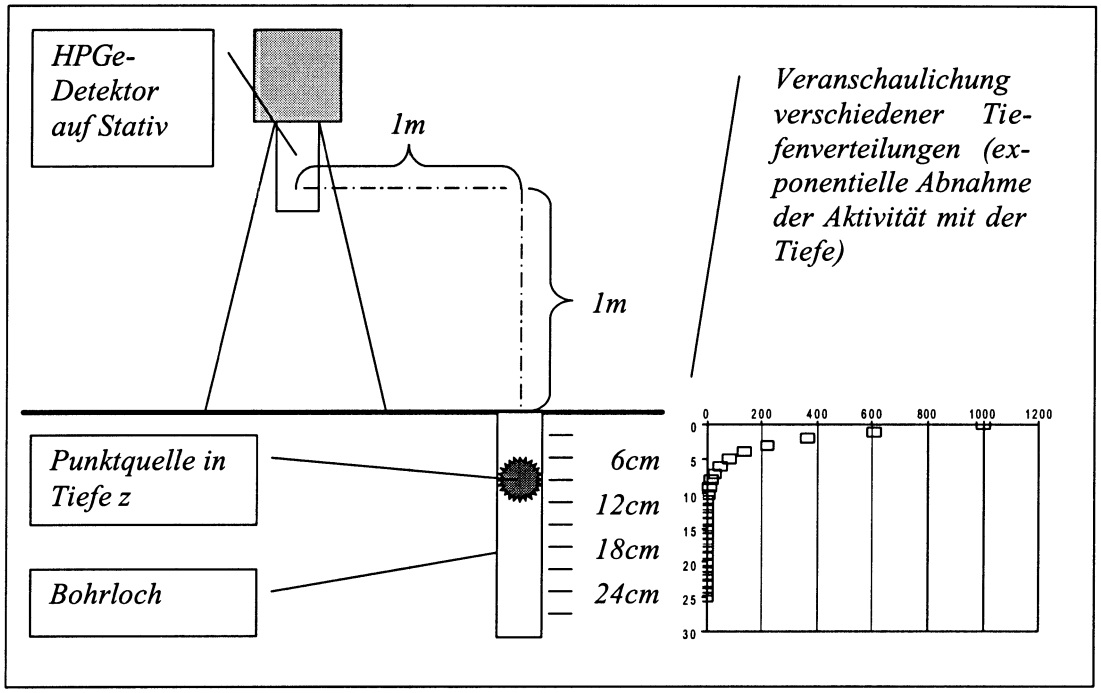


Abb. 1: Schematische Darstellung der Messanordnung

3. Resultate

In den Abbildungen 2 und 3 sind für die Punktquellen mit den Nukliden Cs-137 und Ba-133 der Quotient aus der Peaknettozählrate $R_{n,E}$ (n –Netto, E – Energie der Gammalinie) und der gemessenen Netto-Gammaortsdosisleistung $\dot{H}_{x,i}$ (x – Tiefe der Quellen im Boden, i – Nuklid) dargestellt.

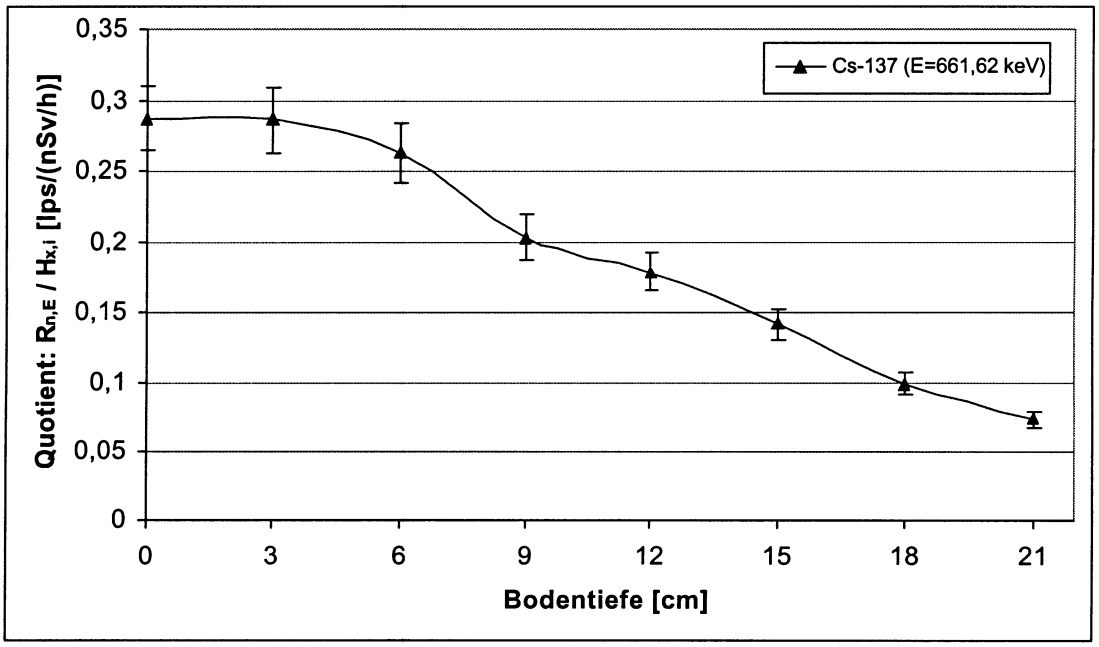


Abb. 2: Quotient ($R_{n,E}/\dot{H}_{x,i}$) als Funktion der Tiefe der ^{137}Cs-Quelle im Boden

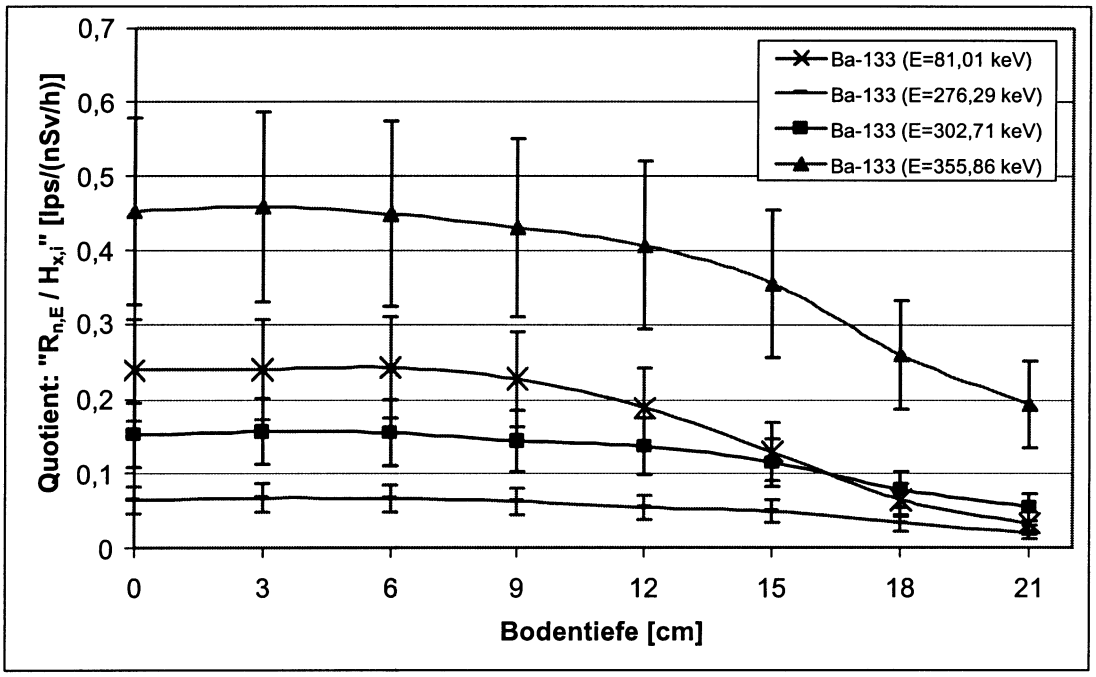


Abb. 3: Quotient ($R_{n,E}/\dot{H}_{x,i}$) als Funktion der Tiefe der ^{133}Ba-Quelle im Boden

Man sieht, dass mit tieferer Lage der Quelle im Boden die Peaknettofläche stärker als die Ortsdosisleistung abnimmt. Dies wurde für alle vier verwendeten Quellen beobachtet.

Der Quotient $R_{n,E}/\dot{H}_{x,i}$ wird im Folgenden als Kalibrierfaktor bezeichnet. In Tabelle 1 sind die maximalen und niedrigsten Kalibrierfaktoren im betrachteten Tiefenbereich enthalten; ebenso der mittlere Kalibrierfaktor, der das arithmetische Mittel aus maximalem und minimalem Kalibrierfaktor ist. Der in der letzten Spalte der Tabelle 1 angegebene Wert gibt an, um wie viel Prozent die mit dem mittleren Kalibrierfaktor berechnete Ortsdosisleistung von der mittleren Ortsdosisleistung abweicht. Im betrachteten Quellentiefenbereich handelt es sich um Abweichungen von 95 % bis 174 %. Die zweite Spalte (E/keV) gibt an, welche Gammalinie für den Resultatserhalt verwendet wurde.

Tab.1: Kalibrierfaktoren für die Berechnung der nuklidspezifischen Ortsdosisleistung ohne Kenntnis der Tiefenverteilung der Aktivität für Punktquellen im Boden (Tiefen 0 – 18 cm)

Nuklid	E/keV	K_{ODL} in Ips/nSv · h^{-1}			
		K_{ODL}, max.	K_{ODL}, min.	K_{ODL}, mittel	$\frac{K_{ODL},\text{max.} - K_{ODL},\text{min.}}{K_{ODL},\text{mittel}} \times 100\%$
Ba-133[1)]	81	0,242	0,065	0,154	115
Co-57	122	3,02	0,35	1,78	150
Ba-133[1)]	303	0,156	0,079	0,1118	65
Cs-137	662	0,288	0,099	0,153	124
Co-60	1173	0,068	0,022	0,045	102

[1)] Die Ba-133-Quelle war mit Cs-137 verunreinigt. Deshalb ist der mittels Ortsdosisleistungsmessgerät ermittelte Wert nicht korrekt.

Die Grundlage für die oben angegebenen Peaknettozählrate $R_{n,E}$ sind die gemessenen Spektren. Dieselben wurden auch verwendet, um mit der Analysensoftware für in situ-Gammaspektrometrie INSISPE-X [IN-04] für die möglichen Aktivitätstiefenverteilungen nuklidspezifische Ortsdosisleistungen zu berechnen. Folgende Aktivitätstiefenverteilungen wurden betrachtet:

- Kontamination der Oberfläche
- exponentielle Verteilung der eingedrungenen Aktivität mit den Relaxationsmassenflächendichten von 3, 10 und 30 g/cm^2

Die damit ermittelten nuklidspezifischen Ortsdosisleistungen ODL,max, ODL,min und ODL, mittel sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Tab. 2: Resultate der mit Tiefenverteilungsannahmen berechneten nuklidspezifischen Ortsdosisleistung (gleiche Spektren wie in Tab. 1)

Nuklid	ODL / nSv · h^{-1}				
	E/keV	ODL,max	ODL,min	ODL,mittel	$\frac{\text{ODL, max} - \text{ODL, min}}{\text{ODL, mittel}} \times 100\%$
Co-57	122	810	6	408	197
Ba-133	356	110	11	60,5	163
Cs-137	662	330	20	175	177
Co-60	1332	45	6	25,5	153

Zum besseren Verständnis der in Tabelle 2 angegebenen Ortsdosisleistungswerte sind in Tabelle 3 detaillierte Informationen angegeben.

Für alle untersuchten Nuklide sind die Quellentiefen 0, 6, 12 und 18 cm für die Aktivitätstiefenverteilungen mit den Relaxationsmassenflächendichten 0 g/cm^2 (Oberflächenkontamination), 3, 10 und 30 g/cm2 die jeweiligen Ortsdosisleistungswerte berechnet worden. In der vierten Tabellenspalte ist aus dem Ortsdosisleistungswertebereich für die jeweilige Quellentiefe der beste, d. h. der dem gemessenen Ortsdosisleistungsmesswert (zweite Spalte) am besten angenäherten Wert angegeben; hinter dem Trennstrich nach dem Ortsdosisleistungswert ist der zum Ortsdosisleistungswert zugehörige Wert der Relaxationsmassenflächendichte angegeben. In der letzten Spalte der Tabelle 3 ist für die jeweilige Quellentiefe der Wertebereich der berechneten Ortsdosisleistung angegeben. Daraus ergeben sich die Werte von ODL (max) und ODL (min) in Tabelle 2.

Vergleicht man die letzten Spalten der Tabellen 1 und 2, kann man zu der Schlussfolgerung kommen, dass Ortsdosisleistungswerte, die mittels des Verfahrens der mittleren Kalibrierfaktoren ohne Nutzung einer Aktivitätstiefenverteilung bestimmt werden, die wahren Verhältnisse besser darstellen als die Berechnung über die Annahme einer Aktivitätstiefenverteilung.

Tab. 3: Gemessene und mittels INISPE-X [IN-04] berechnete Ortsdosisleistungen für Quellentiefen zwischen 0 und 18 cm bzw. variierenden Aktivitätstiefenverteilungen (Erläuterungen s. Text)

Nuklid	Quellentiefe cm	ODL/µSv · h^{-1}		
		ODL-Messwert	ODL (opt.)/Vert.	ODL-Wertebereich
Co-57	0	650	630/0	630 - 810
	6	563	539/10	472 - 607
	12	190	123/30	96 - 123
	18	53	8/30	6 - 8
Ba-133	0	70	65/0	65 -110
	6	67	63/0	63 -106
	12	53	58/3	45 -76
	18	20	18/30	11-18
Cs-137	0	175	200/0	200 - 330
	6	181	189/0	189 - 313
	12	98	103/10	71 -117
	18	46	32/30	20 - 32
Co-60	0	24	30/0	30 - 45
	6	23	27/0	27 - 41
	12	22	19/30	13 - 19
	18	8	8/10	6 - 9

4. Zusammenfassung

Mittels Punktquellen der Nuklide Co-57, Ba-133, Cs-137 und Co-60, die in die Tiefen zwischen 0 und 21 cm im Boden positioniert waren, wurden Ortsdosisleistungen gemessen und aus den ebenfalls gemessenen in situ-Gammaspektren nuklidspezifisch bestimmt.

Die nuklidspezifische Dosisleistungsbestimmung erfolgte

- durch Annahme möglicher Aktivitätstiefenverteilungen oder
- experimentelle Bestimmung von mittleren Kalibrierfaktoren für die Ortsdosisleistung aus Nettopeakzählraten.

Für beide Verfahren wurden die Unsicherheiten bestimmt. Letztgenanntes Verfahren, das ohne Annahmen der Aktivitätstiefenverteilung auskommt, ermittelt die Ortsdosisleistung, zumindest im betrachteten Tiefenbereich, genauer.

5. Literaturverzeichnis

[RE-93] Richtlinie für Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen, GMBl Nr. 29 vom 19.08.1993, S. 502 – 528

[IN-04] INSITEC, Benutzeranleitung Analysensoftware INSISPE-X für die in situ-Gammaspektrometrie

[OE-97] Oehmichen, Uwe
„Prüfung der Eignung eines in situ-Gammaspektrometers zur Bestimmung der Gammaortsdosisleistung“,
Diplomarbeit Forschungszentrum Rossendorf, 09.09.1997

[DI-00] Deutsche Norm: In situ-Gammaspektrometrie zur nuklidspezifischen Umweltkontaminationsmessung; DIN 25462, Deutsches Institut für Normung, Oktober 2000

[RI-03] Rietzschel, Anke
„Experimentelle Untersuchungen zur nuklidspezifischen Bestimmung der Gammaortsdosisleistung mittels in situ-Gammaspektrometrie ohne Kenntnis der Aktivitätsverteilung „,
Diplomarbeit VKTA Rossendorf, September 2003

[ES-93] ESM Eberline Instruments Strahlen- und Umwelttechnik GmbH, Technische Beschreibung „Intelligente I-Kammer, FHT 191N/191, Erlangen, August 1993

BEGLEITENDES IMMISSIONS-MESSPROGRAMM BEI DER ABLEITUNG VON ABWÄSSERN MIT HOHEM TRITIUMGEHALT BEIM RÜCKBAU DES ROSSENDORFER FORSCHUNGSREAKTORS

ACCOMPAYNING MEASUREMENTS DURING DISCHARGE OF WASTE WATER WITH HIGH CONTENT OF TRITIUM WITHIN THE SCOPE OF DECOMMISSIONING OF THE ROSSENDORF RESEARCH REACTOR

A. Beutmann, B. Fertala, B. Gierth, M. Kaden

Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e.V. (VKTA), Dresden, Deutschland

Zusammenfassung *— Im Rahmen des Rückbaus des Rossendorfer Forschungsreaktors (RFR) waren Betriebsabwässer mit hohem Tritiumgehalt zu entsorgen. Es handelte sich einerseits um Deionatwässer aus den beiden Abklingbecken, die vor Ort durch Kreislauffilterung gereinigt und direkt in den Vorfluter abgeleitet werden konnten. Andererseits mussten radioaktive Abwässer aus dem früheren Betrieb des RFR aufbereitet werden. Diese wurden nach radiologischer Freigabe über Laborwasserreinigungsanlage (LARA), biologische Kläranlage und Nachklärteich in den Vorfluter geleitet. Aufgrund der hohen Tritiumgehalte wurde während und nach den Ableitungen ein Sondermessprogramm durchgeführt, um den Zeitverlauf der Aktivitätskonzentrationen an verschiedenen Punkten entlang des Ableitpfades zu bestimmen.*

Summary *— Within decommissioning of the Rossendorf research reactor company-owned radioactive waste water with high Tritium-Concentration have had to manage. On the one hand de-ionised effluents from two cooling chambers were cleaned in on-site circular filtration and were drawn off in the site receiving water. On the other hand radioactive waste water from previous reactor operating must been treated. After radiological release these effluents took the way via waste water treatment plant, biological sewage treatment plant and purification pond into the site receiving water. On account of the high Tritium content a additional measurement program was performed during and after the drain estimating the time history of Tritium-concentration at several points along the drain way.*

Schlüsselwörter *— Tritium, Abwasserableitung, radioaktives Abwasser*
Keywords *— Tritium, effluents, radioactive waste water*

1. Einleitung

Der Rossendorfer Forschungsreaktor (RFR), Typ WWR-S mit einer thermischen Leistung von 10 MW war seit Gründung des Kernforschungszentrums am Forschungsstandort Rossendorf (FSR) im Jahr 1957 bis 1991 in Betrieb. Der Rückbau des RFR im Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik e. V. (VKTA) begann 2001, nachdem bereits 1998 alle 951 bestrahlten Brennelemente in den Lagerbecken der Reaktorhalle zusammengeführt wurden. Von dort wurden sie bis Ende 2000 nach Trocknung in 18 Transport- und Lagerbehälter vom Typ CASTOR MTR 2 überführt.

Im Rahmen des Rückbaus mussten sowohl radioaktive Abwässer der letzten Betriebsphase des RFR aus dem Sammelbehälter RAB 2 als auch Deionatwässer aus den beiden Abklingbecken AB 1 und AB 2 entsorgt werden. Diese Wässer waren durch hohe H-3-Aktivitätskonzentrationen gekennzeichnet. Während die Deionatwässer vor Ort durch Kreislauffilterung gereinigt werden konnten, mussten die Abwässer aus dem Sammelbehälter vor einer radiologischen Freigabe zur Ableitung in den Vorfluter aufbereitet werden.
Generell erfolgt für Abwasser eine radiologische Freigabe nach Vorgaben des Abwasser-Emissionsüberwachungsprogramms [1] und eine Bilanzierung zur Kontrolle der Einhaltung der behördlich genehmigten jährlichen Obergrenzen [2]. Unabhängig davon waren diese Ableitungen von einem Sondermessprogramm begleitet, das u. a. die Analyse des Zeitverlaufs der H-3-Aktivitätskonzentrationen an Laborabwasserreinigungsanlage (LARA), biologischer Kläranlage, Nachklärteich und Vorfluter sowie im Gewässersystem bis zur Elbe zum Ziel hatte.

2. Ableitregime und Abwässer

2.1 Hydrologische Gegebenheiten

Vorfluter für den FSR ist der Kalte Bach mit einer mittleren Fließmenge von 18 l/s, der den Standort nach Südosten entwässert. Dieser mündet nach ca. 3 km im Ort Dittersbach in den Schullwitzbach, der nach weiteren 250 m in die Wesenitz einmündet. Die Wesenitz mit einer mittleren Fließmenge von 2,14 m³/s mündet nach etwa 18 km bei Pratzschwitz in die Elbe.

2.2 Abwasser aus dem Sammelbehälter RAB 2

Im Jahr 2002 begann die Aufbereitung der RAB 2-Wässer in der vom VKTA betriebenen Einrichtung zur Behandlung schwach radioaktiver Abfälle (ESR). Bei den Wässern (Tabelle 1) handelte es sich um Betriebsabwässer, die als Rohwasser neben einer hohen H-3-Aktivitätskonzentration auch andere Radionuklide sowie komplexe chemische Kontaminanten enthielten. Sie wurden chargenweise bearbeitet. Infolge mehrmaliger Optimierung und Unterbrechung des Behandlungsverfahrens dauerte diese Bearbeitung bis August 2004. Ab September 2002 konnten die ersten gereinigten Chargen nach einer Entscheidungsmessung [1] über den indirekten Ableitpfad (mit einer Ausnahme im Mai 2004, vgl. Abbildung 1) abgeleitet werden.

Tab. 1: wesentliche Daten des Abwassers aus dem Sammelbehälter RAB 2

Charge	H-3-Aktivitätskonzentration in Bq/l	Volumen in m³	Ableitzeitraum	Anzahl der Ableitungen
RAB 2	9,7E+05	170	09/2002 – 08/2004	32

2.3 Abwasser aus den Abklingbecken AB 1 und AB 2

In zwei Kampagnen Ende 2002 und Anfang 2005 wurden Wässer aus den beiden Abklingbecken AB 1 und AB 2 abgeleitet. In beiden Fällen handelte es sich um Deionatwasser mit ausschließlich hoher H-3-Aktivitätskonzentration (Tabelle 2). Die Konzentrationen sonstiger Kontaminanten ließen eine Ableitung ohne vorherige Behandlung zu, so dass sich die direkte Ableitung anbot.
Nach Zustimmung durch die zuständigen Behörden wurde festgelegt, diese Wässer über eine spezielle Leitung direkt mit begrenzter Ableitrate in den Vorfluter abzuleiten.

Tab. 2: wesentliche Daten der Deionatwässer aus den Abklingbecken AB 1 und AB 2

Charge	H-3-Aktivitätskonzentration in Bq/l	Volumen in m³	Ableitzeitraum	Ableitrate in l/h
AB 1	1,3E+07	6	10/2002	40
AB 2	8,0E+05	48	03-04/2005	400

3. Überwachung der Ableitungen

3.1 Messprogramm

Zusätzlich zum Routineprogramm zur Immissionsüberwachung des FSR [3] wurde ein Sondermessprogramm aufgelegt, das umfangreiche H-3-Analysen (Tabelle 3) enthielt.

Tab. 3: Umfang des Sondermessprogramms

Messpunkt	relevant für	Probenart
Laborabwasserreinigungsanlage	RAB 2	Tagesmischproben
Biologische Kläranlage	RAB 2	Tagesmischproben, Wochenmischproben
Nachklärteich	RAB 2	Wochenstichproben
Kalter Bach, Grenze FSR (OW 1) „ungünstigste Einwirkungsstelle nach AVV“	RAB 2 und AB 1/2	Tagesmischproben
Kalter Bach, Dittersbach	AB 1/2	Stichproben
Schullwitzbach, Dittersbach	AB 1/2	Stichproben
Wesenitz, nach Einmündung Schullwitzbach	AB 1/2	Stichproben
Wesenitz, vor Mündung in die Elbe	AB 1/2	Stichproben
Elbe, Birkwitz	AB 1/2	Stichproben

3.2 Radiologische Ergebnisse

Abbildung 1 zeigt die Zeitreihen der H-3-Aktivitätskonzentration im Nachklärteich und im Kalten Bach, die nachfolgend näher erläutert werden.

Direkte Ableitung von Deionatwassers aus AB 1 und AB 2 (Tabelle 4)
Das kontinuierlich mit kontrollierter Fließmenge von ca. 40 l/h in den Kalten Bach eingeleitete AB 1-Wasser ließ sich im Kalten Bach, im Schullwitzbach und der Wesenitz nachweisen.

Tab. 4: max. Aktivitätskonzentrationen während der direkten Ableitungen (ferne Messpunkte)

Mespunkt	max. H-3-Aktivitätskonzentration in Bq/l	
	(Stichproben AB 1)	(Stichproben AB 2)
Kalter Bach, Dittersbach	12500	1150
Schullwitzbach, Dittersbach	2900	316
Wesenitz, nach Einmündung Schullwitzbach	290	45
Wesenitz, vor Mündung in die Elbe	54	9
Elbe, Birkwitz	< 5	< 5

Während der AB 2-Ableitung herrschten ungünstigere äußere Verhältnisse. Erstens erfolgte die Ableitung mit ca. 400 l/h wegen Nachtfrostgefahr nur tagsüber und damit diskontinuier-

lich, zweitens lagen infolge Schneeschmelze keine konstanten Fließmengen vor. Der Versuch der Fließzeitbestimmung bis zur Wesenitzmündung scheiterte an zu geringen Aktivitätskonzentrationen.
In der Elbe war zu keinem Zeitpunkt H-3 > 5 Bq/l nachweisbar.

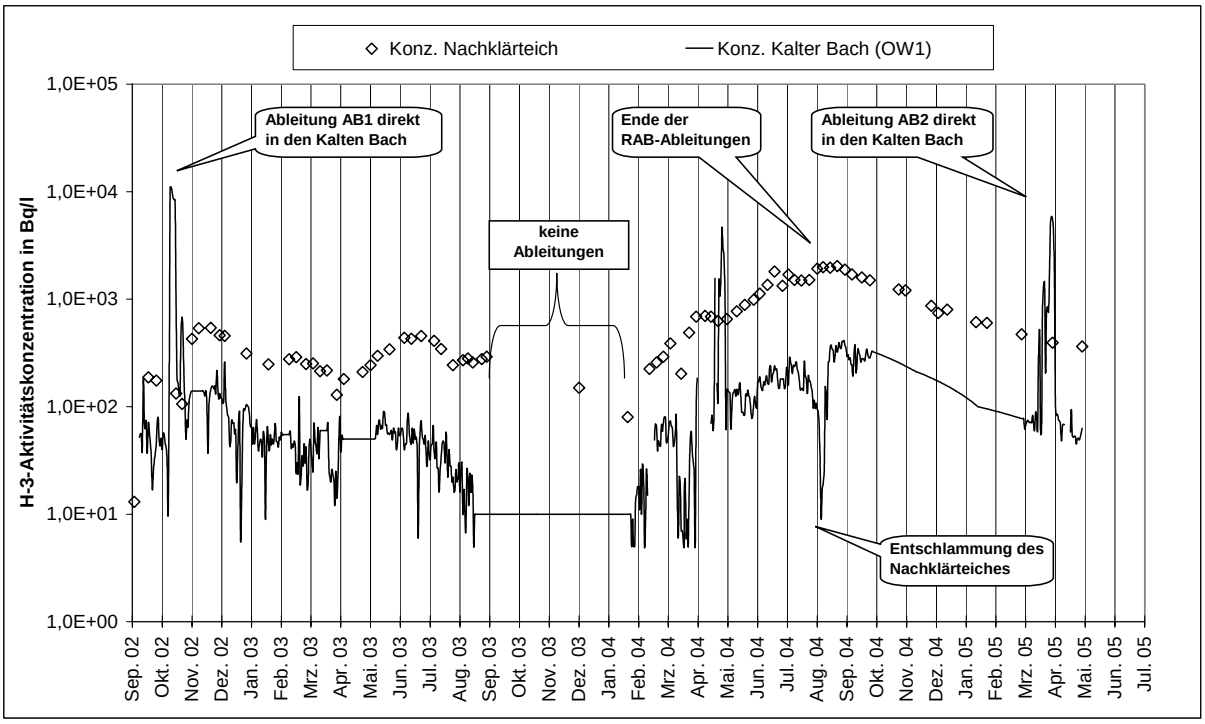


Abb. 1: H-3-Aktivitätskonzentration im Nachklärteich und im Kalten Bach

Es konnte nachgewiesen werden, dass sich in allen Fließgewässern nach Beendigung der Ableitung sehr schnell wieder die Aktivitätskonzentrationen wie vor der Ableitung einstellten. Darüber hinaus wurde für den Routinemesspunkt Kalter Bach an der Grenze des FSR eine H-3-Bilanzierung anhand der Tagesmischproben und täglichen Fließmengen vorgenommen. Wie die Ergebnisse in Tabelle 5 zeigen, sind die Bilanzen aus den Immissionsmessungen mit dem ursprünglichen Inventar vergleichbar.

Tab. 5: max. Aktivitätskonzentrationen und Bilanz am Routinemesspunkt Kalter Bach

Ableitung	max. H-3-Aktivitätskonzentration (Tagesmischproben) in Bq/l	Bilanz (Inventar) in Bq	Bilanz (Immissions-messungen) in Bq
AB 1	11100	7,8 E10	8,5 E10
AB 2	4250	3,8 E10	4,0 E10

Indirekte Ableitung von aufgearbeiteten Betriebswässern aus dem Sammelbehälter RAB 2
Abbildung 2 zeigt die H-3-Aktivitätskonzentrationen an den Punkten des Klärpfades (LARA, biologische Kläranlage und Nachklärteich) von 09/2002 bis 02/2003. Sowohl der direkte zeitliche Zusammenhang zwischen LARA und Kläranlage als auch die H-3-Akkumulation im Nachklärteich aufgrund dessen großen Reservoirs sind erkennbar.
Da etwa 15 % der mittleren Fließmenge des Kalten Baches aus dem Nachklärteich stammt, macht sich, wie in Abbildung 1 gut zu erkennen, dessen Speicherreservoir auch im Gang der Aktivitätskonzentration im Kalten Bach bemerkbar. Besonders deutlich wird dies während des Baus eines neuen Auslaufbauwerkes im Rahmen der Entschlammung des Nachklärteiches im August 2004. Während dieser Zeit gab es vorübergehend keinen Abfluss. Seit Beendigung

der RAB 2-Ableitungen im August 2004 geht die Aktivitätskonzentration entsprechend der mittleren Verweilzeit langsam zurück.

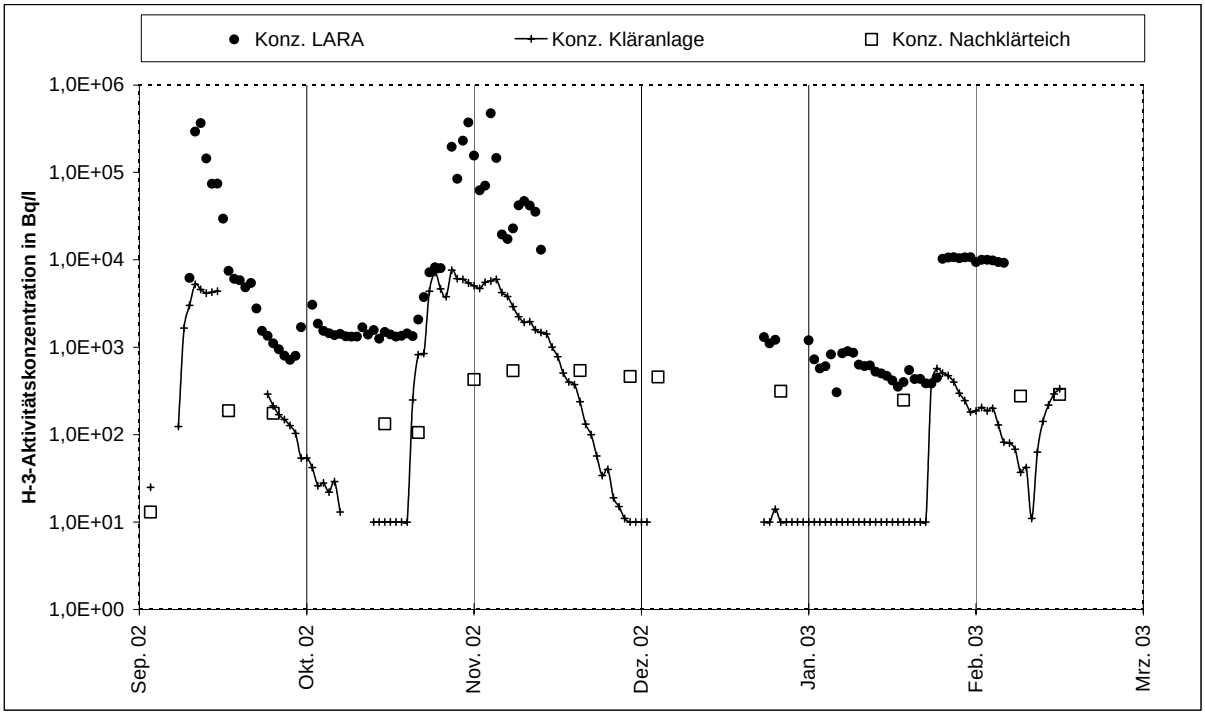


Abb. 2: H-3-Aktivitätskonzentration in LARA, Kläranlage und Nachklärteich

3.3 Abschätzung von Fließ- und Verweilzeiten

Da HTO einen idealen Marker für Gewässer darstellt, wurde versucht, einige Angaben von Fließzeiten aus dem hydrologischen Gutachten zum FSR [4] anhand der Ausbreitung der direkten Ableitungen aus AB 1 und AB 2 zu bestätigen bzw. zu präzisieren.

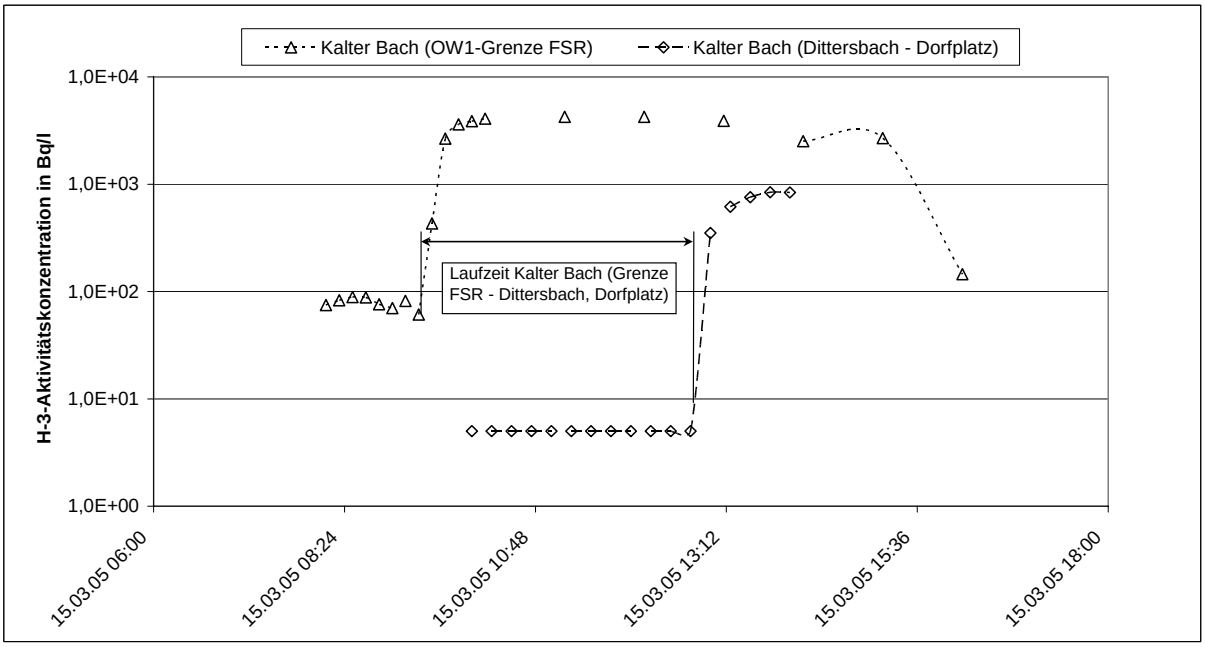


Abb. 3: Bestimmung der Fließzeit im Vorfluter während einer Ableitung

So konnte (Abbildung 3) die Fließzeit im Kalten Bach bei einer Fließmenge von 18 l/s (entspricht genau der mittleren Fließmenge) zu 3:20 h bestimmt werden. In [4] wird bei gleicher Fließmenge für die vergleichbare Strecke von 3 h ausgegangen.

Für den indirekten Ableitpfad ist die Kenntnis der Verweilzeit im Nachklärteich für Abschätzung von Expositionen insbesondere durch kurzlebige Radionuklide von Interesse. Das Volumen des Teiches wurde aus der Abnahme der H-3-Aktivitätskonzentration infolge zuströmenden Wassers mit vernachlässigbarem H-3-Inventar zu ca. 37000 m³ bestimmt. Damit ergab sich die mittlere Verweilzeit zu (120 ± 20) d. Die entsprechenden Angaben im hydrologischen Gutachten sind 27000 m³ bzw. 118 d.

3.4 Abschätzung der Exposition

Der Beitrag der abgeleiteten H-3-Aktivität (als HTO) zur Strahlenexposition für Personen in der Umgebung wurde sowohl nach dem Modell der noch gültigen AVV von 1990 [5] als auch nach dem neuesten AVV-Entwurf [6] abgeschätzt (Abbildung 4). Bei Anwendung des neuen AVV-Modells wirken sich erwartungsgemäß der neue Expositionspfad "Muttermilch“ für Säuglinge und die neuen H-3-Dosiskoeffizienten für Kleinkinder aus, so dass sich vergleichsweise die berechnete Dosis deutlich erhöht. Insgesamt liegen die für die H-3-Ableitungen berechneten Dosiswerte deutlich unter den Grenzwerten.

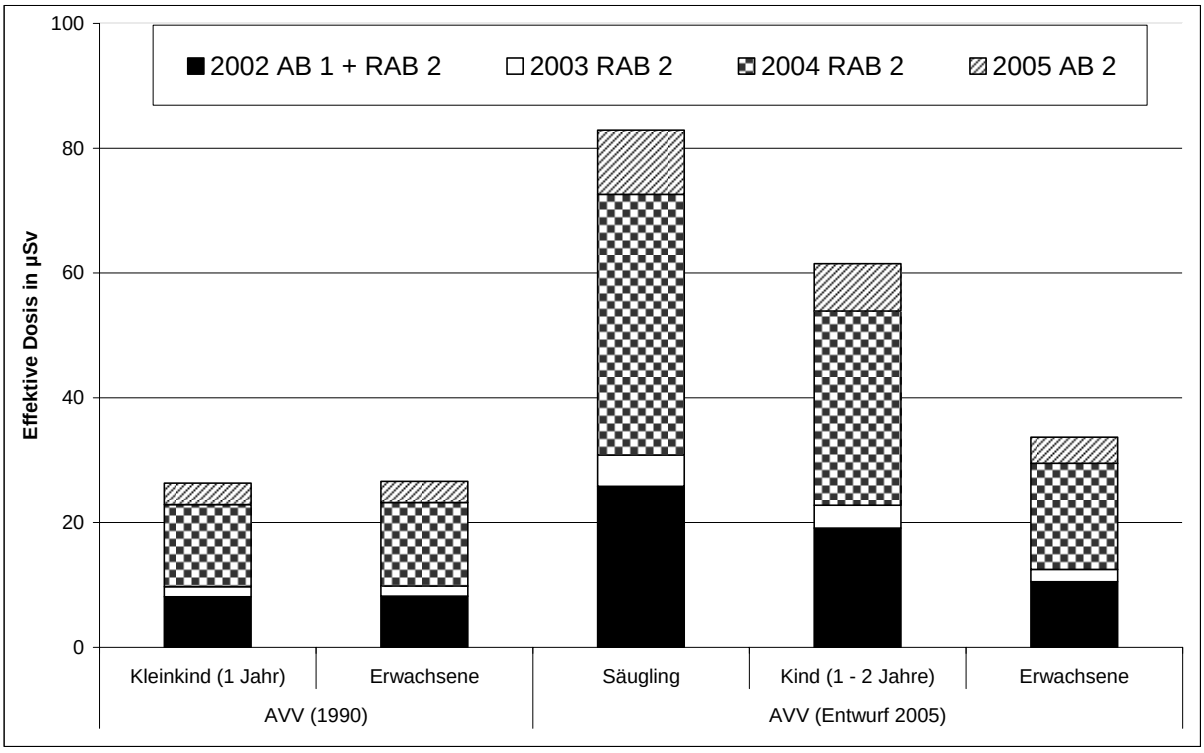


Abb. 4: jährliche Strahlenexposition infolge H-3-Ableitungen nach neuer und alter AVV

4. Literaturverzeichnis

[1] Beutmann, A.; Fertala, B.; Programm zur Überwachung der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Wasser aus den Einrichtungen des Forschungsstandortes Rossendorf; "Überwachungsprogramm - Abwasser" vom 04.01.94 in der 5. Revision vom 23.05.2003

[2] Beutmann, A.; Fertala, B., Muschter, N.; Obergrenzen für Ableitung radioaktiver Stoffe mit Wasser aus Einrichtungen des Forschungsstandortes Rossendorf; "Emissionsplan - Abwasser" vom 04.01.94 in der 3. Revision vom 01.11.1998

[3] Beutmann, A.; Gierth, B.; Kaden, M.: Programm zur Immissionsüberwachung des Forschungsstandortes Rossendorf im „Bestimmungsgemäßen Betrieb der Anlagen“; Immissionsüberwachung „Bestimmungsgemäßer Betrieb“; vom 04.01.94 in der 7. Revision vom 30.04.2003

[4] Hydrologisches Gutachten Forschungsstandort Rossendorf, WASY Gesellschaft für wasserwirtschaftliche Planung und Systemforschung mbH, Zweigbüro Dresden; 1996

[5] Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 der Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen; Bundesanzeiger Jhg. 42 Nr. 64 a, 21.02.1990

[6] Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 der Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen; Entwurf vom 21.01.2005

ENTSORGUNG VON RÜCKSTÄNDEN NACH § 97 STRLSCHV – EFFEKTIVE SELBSTÜBERWACHUNG UND BEARBEITUNG VON ENTLASSUNGSVERFAHREN

DISPOSAL OF RESIDUES ACCORDING § 97 STRLSCHV – EFFICIENT SELF CONTROL AND HANDLING OF APPLICATIONS FOR RELEASE FROM REGULATORY CONTROL

R. Gellermann[1]

[1]HGN Hydrogeologie GmbH, Pillmannstraße 10, D-38112 Braunschweig

Zusammenfassung *— Zur Überwachung von Rückständen nach § 97 StrlSchV sieht die Strahlenschutzverordnung bei geringen spezifischen Aktivitäten eine Selbstkontrolle der Unternehmen, bei höheren spezifischen Aktivitäten eine behördliche Entlassung aus der strahlenschutzrechtlichen Überwachung und bei großen Mengen eine Bilanzierung vor. Die Umsetzung dieses Konzeptes erfordert einen Austausch von Informationen zwischen Unternehmen in denen Rückstände anfallen, Entsorgern und Behörden. Um diese Informationen effizient bereitstellen und prüfen zu können, wurde ein klar strukturiertes Dokumentensystem entwickelt, das sich an vorhandene Dokumente der Abfallwirtschaft anlehnt. Praktische Erfahrungen mit diesem System werden diskutiert.*

Summary *— To control residues according to § 97 of the German Radiation Protection Ordinance (StrlSchV), the ordinance earmarks a self – control of involved companies in the case of very low specific activities, an authorisation of release from regulatory control to disposal in the case of higher specific activities and a balancing of disposed activities in the case of large amounts. The realisation of this regulation requires the exchange of information between owners of residues, disposing companies and authorities. In order to make this information available and controllable in an efficient way, a well structured system of documents was developed analogue to an existing system in waste management. Practical experiences with this system are discussed.*

Schlüsselwörter *—NORM, TENORM, Entsorgung, Rückstände, Entlassung*
Keywords *—NORM, TENORM, disposal, residues, release*

1. Einleitung

In Anlage XII Teil A der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) werden industrielle Prozesse und dabei anfallende überwachungsbedürftige Rückstände aus Arbeiten benannt. Materialien erhöhter natürlicher Radioaktivität sind allerdings nur dann Rückstände, wenn sie nicht in den jeweiligen Produktionsprozess zurückgeführt werden und ihre spezifische Aktivität größer als 0,2 Bq/g ist. Der für die jeweiligen Arbeiten Verantwortliche ist verpflichtet, die Forderungen des § 97 StrlSchV einzuhalten, sofern er nicht belegt, dass die spezifische Aktivität der Rückstände geringer als 0,2 Bq/g ist. Da die Forderungen der StrlSchV sich nur auf Materialien beziehen, für die eine Entsorgungsabsicht vorliegt, ist die Abgabe der Materialien an Andere und die

Begrenzung der in diesem Zusammenhang auftretenden Strahlenexpositionen der zentrale Teil der Überwachungsaufgabe.

Die StrlSchV verpflichtet den Verantwortlichen für den industriellen Prozess zu bestimmten Handlungen und ermächtigt die zuständige Behörde diese Handlungen zu kontrollieren. Darüber hinaus räumt sie der Selbstüberwachung von Unternehmen breiten Raum ein [1]. Zentrales Element der Überwachung ist eine Kontrolle der Massenströme erhöhter natürlicher Radioaktivität durch geeignete Messungen und die Weitergabe von Informationen über die festgestellte (repräsentative) Aktivität an alle Beteiligten. Bei Einhaltung der Überwachungsgrenzen für die spezifische Aktivität (Anlage XII Teil B StrlSchV) genügt die Selbstüberwachung, die allerdings bei Rückstandsmengen über 2000 t pro Kalenderjahr durch Informationspflichten der Unternehmen an Behörden (§ 100 Abs. 1), die Pflicht zur Aufstellung eines Rückstandskonzeptes (§ 100 Abs. 2) und zu Rückstandsbilanzen (§ 100 Abs. 3) ergänzt wird. Liegt die spezifische Aktivität von Rückständen höher als die Überwachungsgrenze, so bedarf die Entsorgung derartiger Materialien einer vorherigen Entlassung aus der Überwachung, deren Ablauf im § 98 StrlSchV geregelt ist.

Die Entsorgung überwachungsbedürftiger Rückstände unter Beachtung aller Forderungen der StrlSchV stellt sich daher bei genauer Betrachtung als eine komplexe Aufgabe dar. Die praktische Abwicklung dieser Überwachungs- und Informationsaufgaben sollte daher für alle Beteiligten klar und effizient zu bearbeiten sein. Im Freistaat Sachsen wurde bereits 2001/02 ein Handlungskonzept erarbeitet, mit dem Entlassungsverfahren nach § 98 StrlSchV vorbereitet wurden [2]. Durch Arbeiten von HGN Hydrogeologie wurde dieser Ansatz in den folgenden Jahren auf der Grundlage praktischer Erfahrungen weiterentwickelt und auf die Nutzung aller Informations- und Berichtspflichten nach Teil 3 Kap. 3 erweitert. In dieser Arbeit wird ein System von Dokumenten zur Umsetzung der Überwachung von Rückständen und die Bearbeitung von Entlassungsanträgen vorgestellt und kurz erläutert.

2. Informationsbedarf für die Überwachung von Rückständen

Die Regelungen der §§ 97ff StrlSchV enthalten für die Überwachung der Entsorgung von Rückständen folgende allgemeine Elemente:

- Formale Angaben zum Verpflichteten (Name, Anschrift), zum Entsorgungsweg (Bezeichnung der Anlage, Anschrift des Entsorgers) und zum Material (Herkunft, Art, Aktivität),
- Erklärungen des Verpflichteten (Verbleib des künftigen Abfalls, abfallrechtliche Zulässigkeit) und des Entsorgers (Annahmeerklärung),
- Nachweise der Einhaltung der Überwachungsgrenzen, des Schutzziels sowie Nachweis über Information beteiligter Abfallbehörden sowie
- Konzepte und Planungen.

Um die mit diesen Elementen verknüpften Inhalte konzentriert und zielorientiert bereitzustellen, wurde eine Zweiteilung der Unterlagen eingeführt. Im Teil I werden in Formblättern und Erklärungen die notwendigen formalen Angaben zusammengestellt. Der Teil II enthält Erläuterungsberichte mit Nachweisen, Konzepterläuterungen und Planungen, soweit sie zum Verständnis der Angaben in den Formblättern notwendig sind oder die behördlichen Prüfungen unterstützen.

3. Dokumente zur Selbstkontrolle und Entlassung

Ausgehend vom Gedanken, dass eine Anlehnung an Bekanntes den Einstieg in Neues erleichtert, wurde ein System von Formblättern entwickelt, das komplementär zu Formblättern der Abfallwirtschaft aufgebaut ist (s. [3]). Eine Übersicht über die Formblätter zeigt Tabelle 1.

Zentrales Element ist die Verantwortliche Erklärung / Verbleibserklärung (VE-R), in der die Herkunft und die Einordnung der (überwachungsbedürftigen) Rückstände dokumentiert werden. In diesem Blatt werden Angaben zum Verpflichteten (Adresse, fachlich zuständige Person), Angaben zum Material nach der Klassifikation der Anlage XII Teil A StrlSchV und zum Abfallschlüssel sowie zum vorgesehenen Entsorgungsweg zusammengestellt. Dieses Formblatt dient auch zur Information der Entsorger. Es wird (ggf. ergänzt mit dem Formblatt Deklarationsanalyse) bei Übersendung des Formblattes Annahmeerklärung an den Entsorger beigefügt, so dass der Entsorger über alle relevanten Aspekte der beabsichtigten Entsorgung informiert ist. Durch Vergabe einer Schlüsselnummer in der Verantwortlichen Erklärung wird die eindeutige Zuordnung von Rückständen sichergestellt.

Tab. 1: Formblätter und Erläuterungsberichte für die Überwachung von Rückständen

Selbstüberwachung	**Entlassung**	**Rückstandskonzept**	**Rückstandsbilanz**
Teil I: Formblätter			
	Entlassungsantrag (EA-R)	Rückstandskonzept/-bilanz (KB-R)	Rückstandskonzept/-bilanz (KB-R)
Verantwortliche Erklärung (VE-R)	Verantwortliche Erklärung (VE-R)	Verantwortliche Erklärung (VE-R)	Verantwortliche Erklärung (VE-R)
	Deklarationsanalyse (DA-R)	Deklarationsanalyse (DA-R)	Deklarationsanalyse (DA-R)
Entsorgungsweg/ Annahmeerklärung (AE-R)	Entsorgungsweg/ Annahmeerklärung (AE-R)	Entsorgungsweg (AE-R)	Entsorgungsweg (AE-R)
			Entsorgungswege/ Verbleib (EV-R)
Teil II: Erläuterungsberichte			
Ermittlung repräsentativer spezifischer Aktivitäten (*)	Ermittlung repräsentativer spezifischer Aktivitäten	Ermittlung repräsentativer spezifischer Aktivitäten	Ermittlung repräsentativer spezifischer Aktivitäten
	Nachweis der radiologischen Unbedenklichkeit		
	Konzept der radiologischen Nachweisführung (**)	Darstellung der getroffenen und geplanten Verwertungs- und Beseitigungsmaßnahmen	

(*) Nur soweit erforderlich; (**) nicht zwingend erforderlich, aber praktisch bewährt

Das Formblatt Entsorgungsweg (AE-R) enthält die Angaben zur Entsorgungsanlage und dem Entsorgungsverfahren. Im Entlassungsverfahren ist dieses Formblatt mit der Annahmeerklärung kombiniert. Mit dieser Erklärung bestätigt der Entsorger in Kenntnis der erhöhten Radioaktivität des Materials seine Bereitschaft zur Annahme und verpflichtet sich gleichzeitig, den angegebenen

Entsorgungsweg einzuhalten. Gleichzeitig teilt er bei Annahmeerklärungen für Entlassungen Grunddaten der Entsorgungsanlage (Masse entsorgter Abfälle und Rückstände, Fläche der Deponie, Art der Basisdichtung) mit, die für die Nachweisführung der radiologischen Unbedenklichkeit benötigt werden.

Das Formblatt Deklarationsanalyse (DA-R) fasst die Ergebnisse von Untersuchungen eines konkreten Rückstands zusammen und enthält Angaben zu allen langlebigen natürlichen Radionukliden der U-238 und Th-232 Reihe sowie den Faktor R zur Korrektur von Pb-210 nach Anlage XII Teil B StrlSchV. Die Ermittlung der zur Deklaration benutzten repräsentativen spezifischen Aktivität wird im zugehörigen Erläuterungsbericht dargestellt.

Die Formblätter Entlassungsantrag (EA-R) bzw. Rückstandskonzept/-bilanz (KB-R) enthalten Angaben zum Verpflichteten, die strahlenschutzrechtlichen Inhalte des Dokuments (Antrag nach § 98, Konzept, Bilanz zu § 100 StrlSchV) sowie eine Übersicht über die zugehörigen Formblätter, Nachweise und Erläuterungsberichte im Ankreuzverfahren.

Das Formblatt Entsorgungswege / Verbleib (EV-R) dokumentiert die tatsächliche Entsorgung und ordnet die in den Verantwortlichen Erklärungen spezifizierten Rückstände den in den Formblättern Entsorgungsweg benannten Anlagen nach Masse und Aktivität zu.

Die Erläuterungsberichte stellen die hinter den Formblättern stehenden Sachverhalte in einer behördlich prüffähigen Weise zusammen.

Der Erläuterungsbericht zur Ermittlung repräsentativer spezifischer Aktivitäten versteht sich als Ergänzung zum Formblatt DA-R. Er enthält eine Zusammenstellung und Auswertung vom Messergebnissen. Soweit möglich wird dazu das statistische Verfahren zur Ermittlung repräsentativer spezifischer Aktivitäten nach der SSK-Empfehlung [4] genutzt. Darüber hinaus wird in diesem Bericht auch geprüft, wie die Überwachungsgrenze nach Anlage XII Teil B StrlSchV für den beabsichtigten Entsorgungsweg ausfällt.

Das in der StrlSchV vorgegebene Schutzziel für die Entsorgung von Rückständen orientiert sich an der Richtdosis von 1 mSv für Personen der Bevölkerung. Die Einhaltung dieses Schutzziels bei einem beabsichtigten Entsorgungsvorgang wird im Erläuterungsbericht zur radiologischen Unbedenklichkeit nachgewiesen. Bei einer Beseitigung von Rückständen auf Deponien kann ein vereinfachter Nachweis nach Anlage XII Teil C geführt werden, sofern die spezifische Aktivität der Rückstände für kein Nuklid der U-238 oder Th-232 Zerfallsreihe über 10 Bq/g bzw. bei Deponien für besonders überwachungsbedürftige Abfälle über 50 Bq/g liegt. In allen Fällen, in denen diese Voraussetzungen nicht erfüllt sind, kann ein Einzelfallnachweis nach Anlage XII Teil D mit Ermittlung der Strahlenexposition für Einzelpersonen der Bevölkerung geführt werden.

Grundsätzlich sieht die StrlSchV bei der Entsorgung von Rückständen eine Freimessung nicht vor. Insbesondere für Fälle, bei denen eine Entlassung für zukünftig anfallende überwachungsbedürftige Rückstände beantragt wird, die noch nicht abschließend charakterisiert werden können, sind allerdings Kontrollmessungen und Dokumentationen der Entsorgung erforderlich, um die Einhaltung der im Entlassungsantrag formulierten Bedingen nachzuweisen. Mit dem Konzept der radiologischen Nachweisführung kann der Antragsteller aktiv Einfluss auf die Art und den Umfang dieser Nachweisführung nehmen, indem er ein schlüssiges Konzept für die geplanten Maßnahmen vorlegt und die Behörde so bei der Abfassung von Nebenbestimmungen des Entlassungsbescheides unterstützt.

4. Erfahrungen

Mit dem hier vorgestellten System von Formblättern wurden in den vergangenen Jahren zahlreiche Entlassungen nach § 98 StrlSchV in sieben verschiedenen Bundesländern abgewickelt. Die dabei einbezogenen Aktivitäten reichten von ca. 5 MBq einer Einmalentsorgung bis zu Jahresmengen von über 400 GBq. Federführende Behörden waren Landesämter, Gewerbeaufsichtsämter und Bergbehörden. Von allen beteiligten Behörden wurde das Dokumentensystem ohne Probleme akzeptiert. Durch die Struktur der Dokumente und die Vorgabe von zu bearbeitenden bzw. zu prüfenden Inhalten in einer streng formalisierten Weise ist die Erstbearbeitung bzw. –prüfung zunächst gewöhnungsbedürftig. Es zeigte sich aber, dass bei wiederholtem Gebrauch eine zügige und effiziente Bearbeitung von Entlassungsanträgen erreicht wird. Vor allem durch die systematische Abfrage und Zusammenstellung der notwendigen Basisangaben können Rückfragen und nachträgliche Klärungen von Sachverhalten durch die Behörde minimiert werden. Bei mehrfacher Nutzung der hier vorgestellten Dokumentenstruktur konnte teilweise nach sehr kurzer Prüfzeit von nur einer Woche ein Entlassungsbescheid erhalten werden.

Grundsätzlich ist das hier vorgestellte Konzept auch für angeordnete Überwachungen und Entsorgungen nach § 102 StrlSchV nutzbar. Die jeweilige Ausgestaltung der Überwachung durch die fallspezifischen Anordnungen der Behörde kann allerdings zum Wegfall von bestimmten Elementen der Dokumente (z.B. Annahmeerklärung) führen. Das ist vertretbar, da über die abfallrechtliche Nachweisführung die Entsorgung ebenfalls kontrolliert werden kann. Allerdings fehlen in solchen Fällen einheitliche Informationen zur entsorgten Aktivität.

Erste Erfahrungen zeigen, dass auch die Bearbeitung von Freigabeanträgen nach § 29 StrlSchV mit einem analogen Dokumentensystem aus Formblättern und Nachweisen möglich ist.

Neben den positiven Erfahrungen mit der formalen Umsetzung der Regelungen nach § 97 ff StrlSchV zur Entsorgung überwachungsbedürftiger Rückstände lassen sich inzwischen auch Schwachpunkte erkennen, bei denen die Umsetzung der Strahlenschutzverordnung auf erhebliche Schwierigkeiten stößt. So reagiert die Entsorgungswirtschaft bisher nur auf Informationen über die erhöhte Radioaktivität von überwachungsbedürftigen Rückständen, entsorgt aber Materialien, die in Anlage XII Teil A StrlSchV spezifiziert sind, ohne einen Nachweis zu verlangen, dass die spezifische Aktivität dieser Stoffe unter 0,2 Bq/g liegt als Abfälle. Ohne einen solchen Nachweis handelt es sich allerdings grundsätzlich um überwachungsbedürftige Rückstände (vgl. § 97 Abs. 2 i.V. mit Anlage XII Teil A Satz 3 Nr. a), so dass die Verordnung hier vielfach verletzt wird.

Da auch von Seiten der Behörden in vielen Bundesländern eine systematische Prüfung der in ihrem Zuständigkeitsbereich anfallenden Materialien der Anlage XII Teil A nicht vorgenommen wurde, muss damit gerechnet werden, das noch größere Rückstandsmengen ohne jegliche Überwachung entsorgt werden. Dieser Sachverhalt führt dazu, dass die zur Prüfung des Schutzzieles für Beschäftigte auf Deponien notwendige Information über die tatsächlich dort entsorgte Rückstandsaktivität (s. Anlage XII Teil C StrlSchV) lückenhaft ist.

Inzwischen sind auch mehrere konkrete Materialien bekannt, die mit spezifischen Aktivitäten und Mengenströmen vorkommen, die denen der in der StrlSchV benannten Rückstände entsprechen, die aber derzeit nicht unter die Rückstandsregelungen fallen. Da auch diese Stoffe als Abfälle entsorgt werden, müsste der damit verbundene Konzentrierungseffekt der Entsorgungsanlagen bei der Bewertung des Schutzziels eigentlich beachtet werden. Das gilt umso mehr, als in den nächsten Jahren die Zahl der Deponien in Deutschland deutlich sinken wird. Betrachtet man darüber hinaus die Aufwendungen, die zur Gewährleistung der de-minimis Dosis von 0,01 mSv

bei der Entsorgung von freigegebenen Abfällen aus der Kerntechnik und Medizin veranlasst werden, so muss die derzeitige strahlenschutzfachliche Praxis der Rückstandsentsorgung als fahrlässig oder die Praxis der Freigabe als überzogen eingeschätzt werden.

5. Literaturverzeichnis

[1] Begründung zur Neufassung der Strahlenschutzverordnung, BR-Drucksache 207/01 vom 16. März 2001

[2] Entwicklung eines Handlungsrasters zur Verwertung und Beseitigung überwachungsbedürftiger Rückstände. Gutachten HGN Hydrogeologie / IAF Radioökologie im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie. Magdeburg / Dresden 2002

[3] R. Gellermann, Abfälle mit natürlicher Radioaktivität. Teil 2. Entsorgung von überwachungsbedürftigen Rückständen. Z. Müll und Abfall, Heft 5 (2003) S. 233 - 238

[4] Grundsätze und Methoden zur Berücksichtigung von statistischen Unsicherheiten für die Ermittlung repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität von Rückständen. Empfehlung der Strahlenschutzkommission vom 16./17.12.2004.

RADIOAKTIVE ALTLASTEN AUS DER MEDIZIN UND DER INDUSTRIE

RADIOACTIVE LEGACIES FROM MEDICINE AND INDUSTRY

R. Linder[1], J. Rodriguez[1]

[1]Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Bern
[1] Swiss Federal Office of Public Health

Zusammenfassung *— Durch die unbeabsichtigte Entsorgung radioaktiver Altlasten (Abfälle aus der Medizin, Industrie und von Privaten) gelangen gelegentlich radioaktive Stoffe in die Entsorgungskanäle herkömmlicher Abfälle. Das Bundesamt für Gesundheit (BAG) und die Schweizerische Unfallversicherungsanstalt (Suva), welche Bewilligungs- und Aufsichtsbehörden für den Umgang mit ionisierender Strahlung im nicht nuklearen Bereich sind, versuchen mit gezielten Massnahmen solche Zwischenfälle zu vermeiden und damit Mensch und Umwelt vor der schädlichen Wirkung nicht fachgerecht entsorgter radioaktiver Stoffe zu schützen.*

Summary *Due to the unintended disposal of radioactive legacies (waste from medicine, industry or private persons) radioactive material occasionally enters the disposal ways of conventional waste. The Swiss Federal Office of Public Health (SFOPH) and the Swiss Accident Insurance Fund (Suva) are the licensing authorities and regulatory agencies for the handling with radioactive materials for non- nuclear use. The aim is to avoid such incidents with concrete measures and so to preserve men and environment from the negative effect of not correctly disposed radioactive waste.*

Schlüsselwörter *—Radioaktive Altlasten, Ra-226, Radioaktive Abfälle*
Keywords *—radioactive legacies, Ra-226, radioactive waste*

1. Einleitung

Immer wieder werden radioaktive Stoffe aus industrieller, medizinischer oder privater Nutzung unbeabsichtigt als konventionelle Abfälle entsorgt. Diese radioaktiven Abfälle stammen aus sogenannten Altlasten. Oft handelt es sich dabei um Gebrauchsgegenstände oder Rohmaterialien, welche Ra-226 enthalten. Dieses Radionuklid wurde bis in die Sechzigerjahre vor allem in der Uhrenindustrie zur Herstellung von Leuchtfarbe für Uhrenzifferblätter verwendet.
Bei einer unbeabsichtigten Entsorgung radioaktiver Stoffe durch Abfallverwerter herkömmlicher Abfälle (Kehrichtverbrennungsanlagen, Recyclingbetriebe) kann das Personal bei der Handhabung und Triage der Abfälle durch ionisierende Strahlen gefährdet werden. Zudem gelangen damit die radioaktiven Stoffe unkontrolliert in die Umwelt. Werden die radioaktiven Stoffe nicht bereits bei der Anlieferung entdeckt, können diese mit inaktiven Materialien vermischt werden. Durch die nachträgliche, oft aufwändige Separation und Entsorgung der radioaktiven Stoffe entstehen erhebliche Kosten.

2. Vorfälle mit radioaktiven Altlasten

2.1 Kontaminierte Verbrennungsschlacke aus Kehrichtverbrennungsanlage

Obwohl die betroffene Kehrichtverbrennungsanlage die Anlieferung der Abfälle auf Radioaktivität überwacht, wurde unbemerkt eine erhebliche Menge Radiumleuchtfarbe (ca. 200 MBq Ra-226) der Verbrennung zugeführt. Bei der Anlieferung der Verbrennungsschlacke in der Reststoffdeponie, welche die Eingänge ebenfalls auf das Vorhandensein radioaktiver Stoffe prüft, wurde eine erhöhte Radioaktivität festgestellt und die Annahme verweigert.

Zur Bewältigung dieses Ereignisses wurden die 10 m^3 Verbrennungsschlacke in Zusammenarbeit der Aufsichtsbehörden BAG/Suva und dem Betreiber der Kehrichtverbrennungsanlage innerhalb einer abgegrenzten Zone triagiert. Dabei wurden ca. 600 l höher belastete Anteile aussortiert und an das PSI, die Sammelstelle für radioaktive Abfälle des Bundes, abgeliefert. Der Rest der Schlacke mit einer spezifischen Aktivität unterhalb der 100fachen Freigrenze von 4 kBq/kg Ra-226 konnte unter Berücksichtigung von Art. 82 der Strahlenschutzverordnung (StSV) mit Zustimmung der Bewilligungsbehörde BAG in einer Reststoffdeponie entsorgt werden.

Abb. 1: 10 m^3 mit Ra-226 Leuchtfarbe kontaminierte Verbrennungsschlacke

2.2 Gefährliche radioaktive Strahlenquellen im Altmetall

Im Rahmen einer Räumungsaktion in einem Spital wurde ein Tresor mit radioaktiven Cäsiumstiften (Cs-137) aufgrund diverser innerbetrieblicher Versäumnisse zusammen mit anderem Altmetall rechtswidrig entsorgt. Dank der Eingangskontrolle des Altmetalls mit einem Strahlenmessgerät bei der Entsorgungsfirma und dem nachfolgenden Einsatz der Aufsichtsbehörde Suva konnten vom ursprünglichen Inventar von 15 Strahlenquellen 14 sichergestellt werden. Derartige Cäsiumstifte wurden bis in die 80er Jahre in der Gynäkologie für die Behandlung von Tumoren verwendet. Diese radioaktiven Strahlenquellen stellen ein erhebliches

Gefährdungspotential dar, wenn sie unkontrolliert und unbemerkt in die Umwelt gelangen und Personen damit in näheren Kontakt kommen. Die Auswirkungen für die Gesundheit können gravierend sein. Bei längerer Exposition sind als Frühschäden Verbrennungserscheinungen der Haut und als Spätfolgen eine Krebserkrankung nicht auszuschliessen. Deshalb wurde nach der fehlenden Quelle mit hochempfindlichen Messgeräten intensiv gesucht: in den Betriebsarealen des Spitals, den betroffenen Altmetallbetrieben sowie auf dem Transportweg des Tresors, leider ohne Erfolg. Das BAG beurteilt das Risiko für eine unzulässige Strahlenexposition von Personen durch diese nicht mehr auffindbare Quelle jedoch als gering. Um ähnlichen Vorkommnissen vorzubeugen, klärt das BAG nun systematisch ab, ob noch in anderen Spitälern weitere Quellen dieser Art gelagert werden, damit diese bei Nichtgebrauch einer korrekten Entsorgung zugeführt werden können.

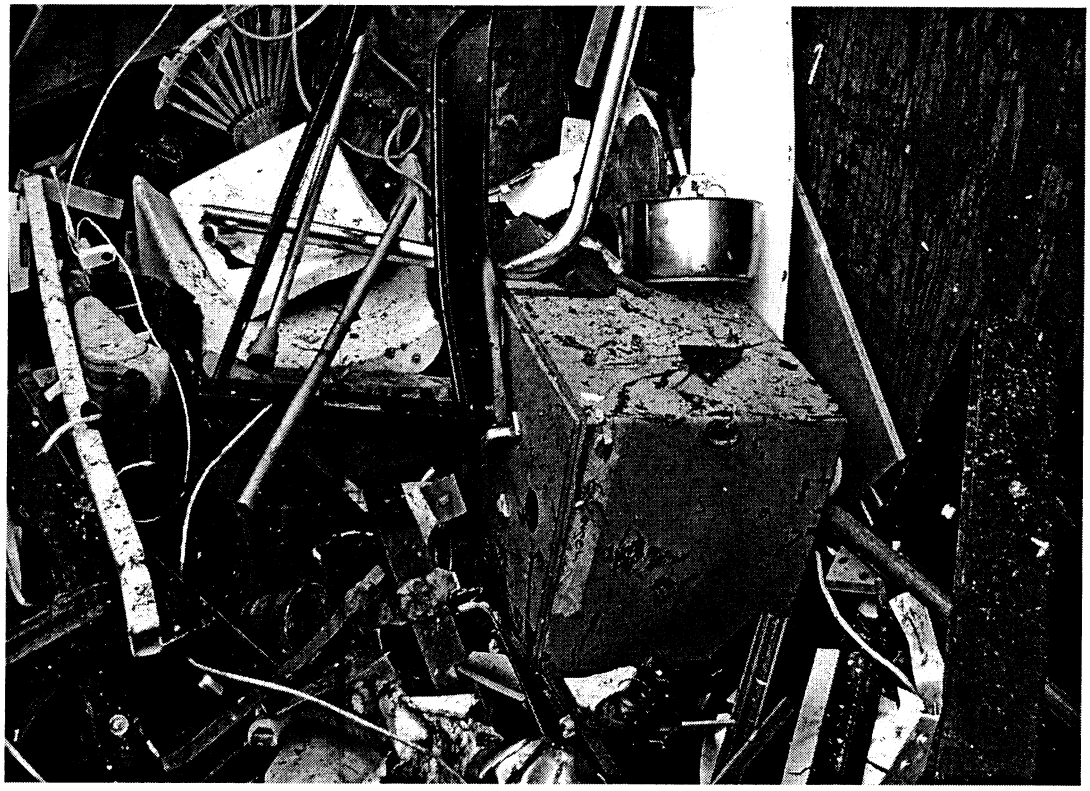


Abb. 2: Tresor mit Strahlenquellen im Altmetall

3. Massnahmen zum Schutze der Bevölkerung vor radioaktiven Altlasten

3.1 Sammelaktion für radioaktive Abfälle des BAG, Entgegennahme von Kleinmengen

Das BAG organisiert jährlich eine Abfallsammelaktion für radioaktive Stoffe aus den Bereichen Medizin, Industrie und Forschung (MIF-Abfälle). Dabei werden alle Bewilligungsinhaber angeschrieben, welche Umgang mit radioaktiven Stoffen haben (und diese voraussichtlich auch entsorgen müssen) und aufgefordert, gegebenenfalls an der Sammelaktion teilzunehmen. Da eine korrekte Deklaration und Verpackung aufwändig ist und entsprechende Fachkenntnisse erfordert, nimmt das BAG nach Rücksprache nach ADR freigestellte Kleinmengen radioaktiver Abfälle auch ausserhalb dieser Sammelaktion entgegen und sorgt für deren fachgerechte Entsorgung. Dem

Verursacher entstehen so Kosten von max. Fr. 100.-. Damit soll die Hürde für eine konforme Entsorgung möglichst gering gehalten werden.
In Betrieben, in welchen noch grössere Mengen solcher Altlasten vermutet werden, führen die Aufsichtsbehörden BAG und Suva koordinierte Sammelaktionen durch. Diese Massnahme wurde zuletzt in der Uhrenindustrie durchgeführt, wobei grosse Mengen radium- und tritiumhaltige Uhrenbestandteile aufgespürt und entsorgt werden konnten.

3.2 Eingangsmessungen bei Entsorgungsbetrieben

Seit in den Neunzigerjahren die italienischen Behörden beim Export von Altmetall aus der Schweiz strenge Kontrollen bezüglich dem Vorhandensein von radioaktiven Stoffen durchgeführt haben, wurden alle Schrotthändler, die Altmetall annehmen und wieder exportieren, mit Strahlenmessgeräten ausgerüstet und für die Freimessung ausgebildet. Die Betriebe besitzen für diese Tätigkeit eine Bewilligung des BAG und werden von der Suva beaufsichtigt. Damit soll auch das richtige Verhalten beim Auftauchen einer Strahlenquelle gewährleistet werden, was sich in der Praxis bereits bewährt hat.
Kehrichtverbrennungsanlagen und Reststoffdeponien sind bis heute nicht flächendeckend mit Eingangsmessgeräten ausgerüstet. Wo die Betreiber jedoch auf freiwilliger Basis Strahlenschutzmessgeräte installiert haben, werden regelmässig Eingänge radioaktiver Stoffe erkannt. Dadurch besteht die Möglichkeit, dass eine weitere Verschleppung vermieden und eventuell der Entsorger der radioaktiven Altlast ermittelt werden kann. Die Aufsichtsbehörden BAG und Suva werden zusammen mit den betroffenen Kreisen prüfen, ob und wie eine flächendeckende Überprüfung möglich und sinnvoll ist.
Von diesem Problem betroffen sind auch Altstoffsammelstellen und Recyclingbetriebe. Hier kann vor allem auch das Personal bei der Triage der Abfälle gefährdet werden. Die Ausrüstung und Ausbildung dieser Betriebe wäre aufgrund der Vielzahl dieser Betriebe recht aufwändig. Auch in diesem Fall werden die Aufsichtsbehörden BAG und Suva zusammen mit den betroffenen Kreisen prüfen, ob und wie eine flächendeckende Überprüfung möglich und sinnvoll wäre.

3.3 Information der Öffentlichkeit

Radioaktive Stoffe, welche im Besitze von Privatpersonen sind, stellen bei der nicht korrekten Entsorgung ebenfalls ein Gefahrenpotential dar. Regelmässige Informationen der Öffentlichkeit beispielsweise über Zeitschriften, aber auch der Altstoffsammelstellen bieten eine gute Möglichkeit, diese Altlasten korrekt zu entsorgen.

POTENZIELLE STRAHLENEXPOSITION INFOLGE ABLEITUNGEN RADIOAKTIVER STOFFE WÄHREND DER STILLLEGUNG DES ENDLAGERS FÜR RADIOAKTIVE ABFÄLLE MORSLEBEN (ERAM)

POTENTIAL RADIATION EXPOSURE DUE TO VOLATILE RADIONUCLIDES RELEASED WITH THE EXHAUST AIR DURING DECOMMISSIONING OPERATION OF THE MORSLEBEN REPOSITORY (ERAM)

C. Wittwer[1], T. M. Ibach[2], V. Kunze[1], M. Ranft[1]

[1]Bundesamt für Strahlenschutz, Postfach 10 01 49, 38201 Salzgitter, Deutschland
[2]TÜV Industrie Service GmbH, TÜV Süd Gruppe, Westendstrasse 199, 80686 München, Deutschland

Zusammenfassung *— Zur Genehmigung des Stilllegungsbetriebes des ERAM ist es erforderlich, eine Prognose für die Ableitung flüchtiger radioaktiver Stoffe mit den Abwettern und die daraus resultierende potenzielle Strahlenexposition zu erstellen. Für Tritium und C-14 aus den Abfällen lässt sich dieser Quellterm anhand des Aktivitätsinventars und aus gemessenen sowie aus experimentell bestimmten Freisetzungsraten ableiten. Für Radon (Rn-222), das mit seinen Folgeprodukten den dominierenden Beitrag zur potenziellen Strahlenexposition in der Umgebung liefert, ist diese Vorgehensweise nicht möglich. Neben dem Ra-226-Inventar der Abfälle sind weitere Quellen für Radon wirksam, wie Salzton im Wirtsgestein, untertägige Beton- und Ziegelbauten sowie Versatzmaterialien. Die Ermittlung der zu erwartenden Radon-Ableitung stützt sich daher auf Messungen während des früheren Betriebes und eine mit den Messergebnissen abgeglichene Modellierung, die die zusätzlichen Radon-Quellen, berücksichtigt. Die Ergebnisse zeigen, dass das freigesetzte Radon zum größten Teil aus dem konventionellen Bergwerksbetrieb stammt und die eingelagerten Abfälle nur wenig zur Radonfreisetzung beitragen.*

Summary *— The licensing procedure for decommissioning operation of the ERAM repository requires a prediction on radioactive emissions through the exhaust air and the resulting potential radiation exposure. The emission of Tritium and C-14 emanating from the waste can be /derived from the radioactive inventory and the release rates determined experimentally. This procedure, however, cannot be applied to radon (Rn-222), which – together with its daughter products – is the predominant contributor to the potential radiation exposure. The reason is that there are other sources of radon apart from the Ra-226 inventory of the waste such as salt clay in the host rock, concrete and brick structures under ground as well as backfill material. The determination of the expected radon emission is based on measurements carried out while operating the repository in the past and on a numerical model that was matched with these measurements and taking into account additional radon sources. The results show that radon emissions from conventional mining activivties in ERAM dominate over radon release from stored waste packages..*

Schlüsselwörter *— Endlager, Stilllegung, Radon, Emission, Strahlenexposition*
Keywords *— repository, decommissioning, radon, emission, radiation exposure*

1. Einleitung

Im Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM) wurden bis 1998 niedrig- und mittelradioaktive Abfälle mit vergleichsweise niedrigen Konzentrationen an Alpha-Strahlern eingelagert. Die Gesamtaktivität aller eingelagerten Abfälle liegt in der Größenordnung von 10^{14} Bq, die Aktivität der Alpha-Strahler liegt in der Größenordnung von 10^{11} Bq.

Aus den Abfällen werden geringe Mengen flüchtiger radioaktiver Stoffe in die Grubenluft (Grubenwetter) freigesetzt und mit diesen in die Umgebung abgeleitet. Die Luft (Frischwetter), die unter Tage benötigt wird strömt über den Schacht Bartensleben in die Grube und wird dort verteilt. Die weitere Wetterführung ist so ausgelegt, dass die Wetter aus den Einlagerungsbereichen am Förderturm des Schachtes Bartensleben in ca. 45 m Höhe abgeleitet werden. Wetter aus den sonstigen Grubenbereichen ziehen am Schacht Marie aus (siehe Abb. 1). Alle Ableitungen aus dem ERAM werden überwacht.

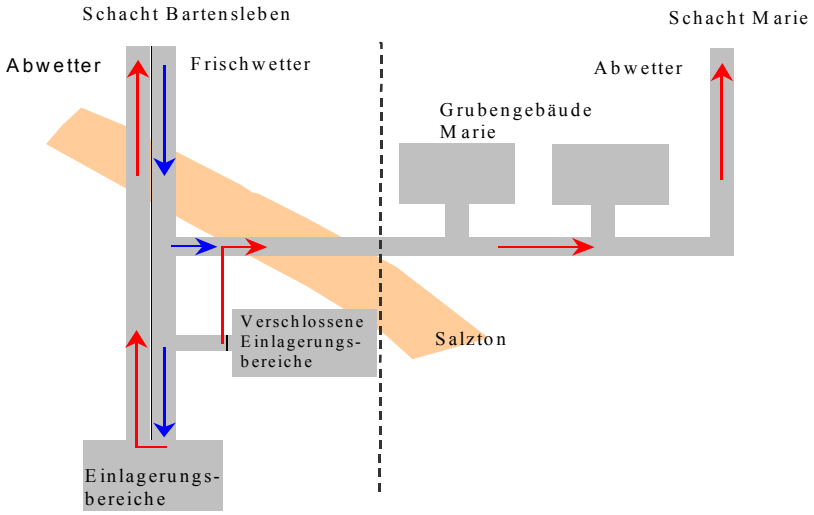


Abb. 1: Bewetterungsschema der Grubengebäude Bartensleben und Marie

Betriebsbegleitend durchgeführte Maßnahmen, wie das Versetzen der Resthohlräume in den Einlagerungshohlräumen und/oder der Abschluss der befüllten Einlagerungshohlräume durch Mauern und Verschlüsse haben dazu geführt, dass die Freisetzung flüchtiger radioaktiver Stoffe aus den Abfällen in die Grubenwetter gering ist. In Tab. 1 sind die in den vergangenen Jahren mit den Abwettern aus dem Schacht Bartensleben abgegebenen Aktivitäten und die Ausschöpfung der genehmigten Ableitungen angegeben.

2. Stilllegungsplanung

Das Bundesamt für Strahlenschutz als Betreiber hat die Stilllegung des ERAM beantragt. Es ist geplant, die Einlagerungsbereiche abzudichten, die Hohlräume weitestgehend mit Salzbeton zu verfüllen und die Schächte zu verschließen. Im Zuge der Umsetzung dieser Maßnahmen werden die Ableitungen sukzessive verringert. Nach dem Verschluss werden die Abfälle vollständig gegenüber der Biosphäre abgedichtet sein.

Im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens zur Stilllegung des ERAM werden Sicherheitsanalysen zum Stilllegungsbetrieb (Betriebsphase nach Ausnutzung des Planfeststellungsbe-

schlusses bis zum Verschluss des Endlagers) und zur Nachbetriebsphase im Hinblick auf die radiologischen Auswirkungen des Endlager- und des Bergwerkbetriebs unter Beachtung der geltenden Schutzziele des Atomgesetzes (AtG) und der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) durchgeführt.

Tab. 1: Jährliche Ableitungen flüchtiger radioaktiver Stoffe mit den Abwettern aus dem Schacht Bartensleben [1]

Radionuklid	Ableitungen mit den Abwettern (Jährliche Abluftmenge: $7 \cdot 10^8$ - $1 \cdot 10^9$ m³)	
	Aktivität [Bq/a]	Ausschöpfung der genehmigten Ableitungen [%]
Radon-Folgeprodukte (gemessen als kurzlebige α-Aerosole)	$2 \cdot 10^{10}$ - $5 \cdot 10^{10}$	17 - 42
Langlebige Radionuklide (Aerosole)	$3 \cdot 10^6$ - $4 \cdot 10^6$	0,02 - 0,027
Tritium (gemessen als HTO)	$1 \cdot 10^{10}$ - $5 \cdot 10^{11}$	0,25 - 13
C-14 (gemessen als $^{14}CO_2$)	$2 \cdot 10^9$ - $3 \cdot 10^9$	0,4 - 0,6

Ein wesentlicher Aspekt ist hierbei die Bewertung der potenziellen Strahlenexposition in der Umgebung. Dazu wurde das Freisetzungs- und Transportverhalten (Aktivitätsfluss) der in den eingelagerten radioaktiven Abfällen enthaltenen flüchtigen radioaktiven Stoffe untersucht und damit Erwartungswerte der Ableitung radioaktiver Stoffe mit den Abwettern ermittelt. Für die Stilllegungsphase wird erwartet, dass, wie bisher auch, geringe Mengen von H-3 und C-14 sowie Radon (Rn-222) und seine aerosolförmigen Zerfallsprodukte abgeleitet werden. Nennenswerte Ableitungen anderer radioaktiver Stoffe wie Co-60, Cs-137 und Thoron (Rn-220) werden nicht erwartet.

Die zu erwartende Aktivitätsableitung von Tritium und C-14 aus den Abfällen lässt sich wie oben dargelegt ermitteln und es liegen reichlich Erfahrungen aus den Messungen des bisherigen Betriebes vor [2]. Für Radon ist diese Vorgehensweise nicht möglich, da neben dem Inventar der Abfälle an Ra-226 weitere Quellen für Radon wirksam sind. Eine Freisetzung von Radon aus den Einlagerungshohlräumen tritt nur noch in geringem Umfang auf, da die Abfälle zum größten Teil versetzt sind und das in den Einlagerungshohlräumen entstehende Radon aufgrund der langen Transportzeit durch das Versatzmaterial bzw. die Abmauerungen weitgehend zerfallen ist, bevor es in die Wetter gelangt. Der größte Teil (über 75 %) des in die Umwelt emittierten Radons stammt aus dem konventionellen Bergwerksbetrieb und nicht aus den Abfällen. Die Ermittlung der maximal während der Stilllegung zu erwartenden Radonableitung stützt sich auf Untersuchungen des Aktivitätsflusses während des derzeitigen Betriebs und eine mit den Messergebnissen abgeglichene Modellierung. Diese Modellierung berücksichtigt den infolge der veränderten Bewetterung erhöhten Frischwetterstrom sowie das Versatzmaterial als zusätzliche Radonquelle.

3. Vorkommen von Radon im ERAM

Radon ist ein radioaktives Edelgas mit einer Halbwertszeit von ca. 3,8 Tagen. Es entsteht aus Ra-226 in der natürlichen Zerfallsreihe des U-238. Die im ERAM eingelagerten Abfälle enthalten die Mutternuklide des Radon nur in geringer Aktivität. Zur Identifikation der weiteren Radonquellen wurde der Radonfluss im ERAM im Rahmen einer Messkampagne vom Okto-

ber 1999 bis Mitte Januar 2002 untersucht [3]. Die Bilanz des Radonflusses, bezogen auf die Emittenten Schacht Marie und Schacht Bartensleben, ist in Tab. 2 dargestellt. Weiterhin wurden der Ra-226 Gehalt und die Exhalationsrate verschiedener im ERAM vorhandener Materialien ermittelt. Für den natürlich vorkommenden Salzton und das Versatzmaterial Salzbeton wurden eigene Messungen durchgeführt, während für Ziegel, Gasbeton und Beton Standardwerte aus der Literatur verwendet wurden [4, 5]. Die Ergebnisse sind in Tab. 3 zusammengestellt. Die Aktivitätskonzentrationen der natürlichen Zerfallsreihen in den Materialien entsprechen den mittleren Aktivitätskonzentrationen in deutschen Böden [6].

Tab. 2: Radon-Ableitung und Bilanz des Radon-Flusses (basierend auf Messungen von 10/1999 bis 01/2002), Anteile der Einlagerungsbereiche sind Obergrenzen

	Schacht Marie	**Schacht Bartensleben**
Aktivitätsfluss gesamt	3,3 10^{10}Bq/a	2,2 10^{10} Bq/a
Aktivitätskonzentration	50 Bq/m³	24 Bq/m³
Bilanz des Radonflusses in den ausziehenden Wettern (Anteile am Gesamtfluss):		
Anteil aus den Einlagerungsbereichen	4 %	31 %
Anteil der mit 11,3 Bq/m³ einziehenden Frischwetter	23 %	47 %
Anteil sonstiger Radonquellen Bartensleben	14 %	22 %
Anteil sonstiger Radonquellen Marie	59 %	---

Tab. 3: Ra-226 Aktivitätskonzentration und Rn-222 Exhalationsrate verschiedener Materialien im ERAM

Material	**Ra-226 Aktivitätskonzentration in Bq/kg**	**Radon (Rn-222) Exhalationsrate in Bq/(h m²)**
Steinsalz	< NWG	–
Anhydrit	< NWG	–
Salzton, trocken	85 – 150	20 – 30
Ziegel	10 – 20	0,2 – 0,5
Gasbeton	7 – 20	0,5 – 1,5
Beton	7 – 20	0,7 – 2
Salzbeton, feucht	25 – 40	0,1 – 0,5
Salzbeton, trocken	30 – 50	1 – 12

Die hauptsächlichen Quellen für Radon im ERAM sind Teile des Wirtsgesteins (Salztonschichten), Betoneinbauten und Versatzmaterialien.

Radon und dessen Folgeprodukte können im ERAM nach ihrer Herkunft wie folgt unterschieden werden:

- Radon, das aus dem Wirtsgestein (insbesondere aus Salztonen) des Grubengebäudes austritt,
- Radon aus den untertägigen Beton- und Ziegeleinbauten,
- Radon aus Teilen des Versatzmaterials Salzbeton,
- Radon aus der Atmosphäre, das mit den Frischwettern nach unter Tage eingezogen wird und
- Radon aus den Abfallgebinden und dem bereits eingebrachten Abdeckungs- und Versatzmaterial

4. Ermittlung der derzeitigen Strahlenexposition

Der durch die Ableitung radioaktiver Stoffe im Jahr 2003 mit der Abwettern des Schachtes Bartensleben ermittelte Wert der effektiven Jahresdosis für den Erwachsenen beträgt 0,2 µSv, für Kleinkinder (Altersgruppe 1 bis 2 Jahre) 0,6 µSv und für mit Muttermilch ernährte Säuglinge 2 µSv; dies sind 0,1 %, 0,2 % bzw. 0,7 % des Grenzwertes nach StrlSchV. Die Jahresdosis für das rote Knochenmark, das am stärksten belastete Organ, errechnet sich zu 0,4 µSv für Erwachsene, 1,7 µSv für Kleinkinder (Altersgruppe 1-2 Jahre) und 6,1 µSv für mit Muttermilch ernährte Säuglinge (ca. 0,1 %, 0,6 % bzw. 2,0 % des Grenzwertes) [7].

Aufgrund der Wetterführung erfolgte in den vergangenen Jahren keine Ableitung radioaktiver Stoffe aus den Einlagerungsbereichen über den Schacht Marie (vgl. Abb. 1).

5. Bewertung und Ausblick

Im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens zur Stilllegung des ERAM sind die radiologischen Auswirkungen der Stilllegungsmaßnahmen zu bewerten. Eine Strahlenexposition in der Umgebung kann während des Stilllegungsbetriebes wie bisher nur durch flüchtige, mit den Abwettern aus dem ERAM abgeleitete, radioaktive Stoffe auftreten. Bei der Ermittlung der Strahlenexposition in der Umgebung durch Ableitungen radioaktiver Stoffe aus der kerntechnischen Anlage ist Radon, das nachweislich nicht aus den Abfällen stammt, nicht zu berücksichtigen.

Zu Beginn des Stilllegungsbetriebes werden die Aktivitätsableitungen radioaktiver Stoffe aus den im ERAM eingelagerten Abfällen und die dadurch bedingte Strahlenexposition in der Umgebung mit der des derzeitigen Betriebs vergleichbar sein und mit fortschreitender Verfüllung der Grubenhohlräume geringer werden. Infolge des Eintrags von Salzbeton als Versatzmaterial in die Grubenhohlräume findet keine messbare Erhöhung der Aktivitätskonzentration von Radon bzw. Radonfolgeprodukten statt. Dies wird durch Messungen der Radon-Konzentration in den Arbeitsbereichen während der bereits laufenden Verfüllmaßnahmen im Zentralteil bestätigt.

Nach Durchführung aller Stilllegungsmaßnahmen werden die im ERAM eingelagerten radioaktiven Abfälle gegenüber der Biosphäre abgedichtet sein.

Für die Nachbetriebsphase wird die strahlenschutzrechtliche Bewertung potenzieller Auswirkungen des Versatzmaterials in der Biosphäre analog zu den Bewertungen für die Betriebsphase durchgeführt, d.h. separat von der strahlenschutzrechtlichen Bewertung der Langzeitsicherheit der Endlagerung radioaktiver Abfälle, da für beide getrennte rechtliche Anforderun-

gen gelten. Eine Anordnung zur Überwachung des Salzbetons analog § 102 StrlSchV in Bezug auf die Langzeitsicherheit könnte durch die mit den Materialien Steinkohlenflugasche und Zement eingebrachten Gesamtaktivität begründet werden. Im Salzbeton beträgt die spezifische Aktivität für jedes der Radionuklide der U-238 und Th-232 Zerfallsreihen weniger als 0,2 Bq/g. Eine Überwachungspflicht bezüglich des Versatzmaterials ist somit aus strahlenschutzrechtlicher Sicht nicht gegeben.

Die im Salzbeton enthaltenen Komponenten Portlandzement und Steinkohlenflugasche sind zugelassene Baustoffe, die im konventionellen Anwendungsbereich, wie z.B. Hoch- und Tiefbau sowie Versatz im konventionellen Bergbau, keiner Überwachung bedürfen. Der Zuschlagstoff Steinsalzgrus entspricht i.W. dem mineralogischen Stoffbestand des umgebenden Gesteins.

Über die strahlenschutzrechtliche Bewertung hinaus durchgeführte Abschätzungen zeigen, dass, selbst bei sehr konservativen Annahmen für die Mobilisierung von Radionukliden aus dem Salzbeton und deren Transport aus der Grube durch die darüber liegenden Gesteinsschichten in das Grundwasser, die natürliche Schwankungsbreite der Urankonzentration in den Grundwässern Sachsen-Anhalts deutlich größer ist als der mögliche berechnete zusätzliche Beitrag aus dem Salzbeton im ERAM. Eine signifikante Erhöhung dieser Radionuklide im standortnahen Aquifer ist daher ausgeschlossen.

6. Literatur

[1] Endlager Morsleben, Das Endlager für radioaktive Abfälle vor der Stilllegung, Hrsg. Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter

[2] D. Ehrlich, T. M. Ibach, V. Kunze, W. Müller: The Role of Volatile Radionuclides in the Safety Analysis of Underground Repositories, Proc. DISTEC 1998

[3] C. Wittwer, T. M. Ibach, W. Müller, H. Alkan, V. Kunze, W. Westphal
Measurement and Modelling of the Radon Flow in a Disposal Mine: Decommissioning Operation of the Morsleben Repository (ERAM); Proc. DISTEC 2004

[4] H. Brunner, B. Ganser: Endlagerung thoriumhaltiger Abfälle,
Abschlussbericht NUKEM, 1985

[5] A. Reichelt, J. Röhrer, K-H. Lehmann
Anthropogene Stoffe und Produkte mit natürlichen Radionukliden Teil 1a, Strahlungseigenschaften von Roh- und Reststoffen – Literaturrecherche - TÜV Bayern Sachsen, Dezember 1994

[6] UNSCEAR: 2000 Report to the General assembly, Sources and effects of ionizing radiation, Vol. I: Sources, ISBN 92-1-142238-8

[7] BMU Jahresbericht 2003 Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung

INKORPORATIONSÜBERWACHUNG BEI RÜCKBAUPROJEKTEN – DIE ARBEITSGRUPPE RÜCKBAU IM FACHVERBAND FÜR STRAHLENSCHUTZ

INCORPORATION MONITORING IN DECOMMISSIONING PROJECTS – THE DECOMMISSIONING WORKING GROUP IN THE FACHVERBAND FÜR STRAHLENSCHUTZ

A. Brandl[1], G. Hampel[2]

[1]Nuclear Engineering Seibersdorf, Seibersdorf, Österreich
[2]Institut für Kernchemie, Johannes Gutenberg-Universität Mainz, Deutschland

Zusammenfassung *— Die Vielzahl an Rückbauprojekten im nationalen und internationalen Umfeld haben in den vergangenen Jahren mit ihren unterschiedlichen anlagenspezifischen radiologischen und technischen Problemstellungen zur Entwicklung und Publikation einer Reihe von Abbautechniken, Rückbaukonzepten und strahlenschutztechnischen Problemlösungen geführt. Für die Inkorporationsüberwachung im Rahmen dieser Rückbauprojekte fehlen bisher jedoch einheitliche Empfehlungen, obwohl bei ausführlicher Betrachtung die Unterschiede zum Normalbetrieb in einer Nuklearanlage eine Änderung des Inkorporationsverhaltens erwarten lassen. Besonders ein erhöhtes Inkorporationsrisiko für Alphastrahler und deren hohe Dosisrelevanz machen umfassenden Alphastrahlenschutz bei Rückbauprojekten notwendig. Aus dem Arbeitskreis Inkorporationsüberwachung des Fachverbands für Strahlenschutz hat sich eine Arbeitsgruppe Rückbau gebildet, welche sich auf die Erarbeitung von Empfehlungen zur Inkorporationsüberwachung bei Rückbauprojekten konzentriert und sich als Forum zum Informations- und Erfahrungsaustausch für ihre Mitarbeiter sieht. Es soll hier der Entwurf dieser Empfehlungen vorgestellt werden. Diese sollen am Ende in ihrer allgemeinen und umfassenden Formulierung als Basis zur Prävention von Inkorporationen bei der Planung von Rückbauprojekten und zur kontinuierlichen Routineüberwachung während der Abbautätigkeiten in Nuklearanlagen herangezogen werden können. Dabei wurde versucht, sie so zu harmonisieren, dass ihre generellen Prinzipien trotz der unterschiedlichen anlagenspezifischen Anforderungen ein breites Anwendungsgebiet finden können.*

Summary *— During the past few years, increased numbers of national and international decommissioning projects with their often greatly varying site-specific radiological and technical challenges have resulted in the development and publication of series of different decommissioning concepts and techniques and solutions to problems posed by the various radiological hazards intrinsic to these projects. However, challenges faced by incorporation monitoring programs in the framework of these decommissioning projects have not been discussed as widely yet today, even though an analysis of the operational changes from routine operations in a nuclear facility to decommissioning will lead one to expect altered incorporation hazards. Especially an increased risk of incorporation of alpha-emitting radionuclides and their high dose coefficients necessitate thorough radiation protection measures for alpha-emitters. The decommissioning working group, evolved from a subgroup of the committee for incorporation monitoring, emphasises drafting of general recommendations for incorporations monitoring programs during decommissioning and serves as a formum for exchange of information and experiences with large-scale*

decommissioning and decontamination projects An attempt has been made to sufficiently harmonize these recommendations such that their general principles can be applied by various operators involved in decommissioning despite of their different site-specific requirements.

Schlüsselwörter *— Rückbau, Inkorporationsüberwachung, Empfehlungen*
Keywords *— decommissioning, incorporation monitoring, recommendations*

1. Einleitung

In den vergangenen Jahren haben Stilllegungs- und Rückbaumaßnahmen und damit die Gewährleistung des Strahlenschutzes bei der Durchführung dieser Projekte sowohl national als auch international wachsende Bedeutung erfahren. Besonders bezüglich des Schutzes vor Inkorporationen und deren Überwachung werden im Vergleich zur Betriebszeit der Anlage bei Rückbauprojekten andere Anforderungen gestellt.
Der Rückbau einer nuklearen Anlage umfasst im großen Umfang den Umgang mit Komponenten, die Durchführung von Dekontaminationen und die Handhabung großer Mengen an radioaktiven Abfällen. Dadurch liegen im Vergleich zum Betrieb einer kerntechnischen Anlage wesentlich mehr radioaktive Stoffe in offener Form vor, so dass das Inkorporationsrisiko bei Tätigkeiten in diesen Bereichen steigt. Aufgrund der hohen Dosisrelevanz von α-Strahlern ist daher für das Personal beim Rückbau einer kerntechnischen Anlage ein besonders intensiver α-Strahlenschutz erforderlich.
Zu den kerntechnischen Anlagen, bei denen strahlenschutztechnische Problemstellungen im rahmen ihrer Rückbauprojekte zu erwarten sind, gehören Kernkraftwerke, Forschungsreaktoren, Heißen Zellen und sonstige kerntechnische Großanlagen wie etwa die Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe. In Deutschland bestehen derzeit zahlreiche Rückbauprojekte. Bei den Kernkraftwerken befinden sich etwa das Kernkraftwerk Würgassen, das Kernkraftwerk Gundremmingen (KRB A), das Versuchsatomkraftwerk Kahl und das Kernkraftwerk Stade im Rückbau. Das älteste Kernkraftwerk Deutschlands, das Kernkraftwerk Obrigheim, soll im Frühjahr 2005 nach 36 jährigem Betrieb endgültig abgeschaltet werden. Bei den Forschungsreaktoren werden zur Zeit die Anlagen der Forschungszentren in Jülich, Seibersdorf in Österreich, des VKTA-Rossendorf sowie des Krebsforschungszentrums Heidelberg dekommissioniert. Weitere Einrichtungen wie etwa der Forschungsreaktor der Medizinischen Hochschule Hannover sind bereits stillgelegt und befinden sich in der Rückbauplanung. Des Weiteren befinden sich die Heißen Zellen in Karlstein sowie des VKTA-Rossendorf im Rückbau, und für jene in Seibersdorf in Österreich hat die Rückbauplanung bereits begonnen.

2. Anlagenspezifische Randbedingungen

Die Vorgehensweise bezüglich des Strahlenschutzes und insbesondere des Inkorporationsschutzes sowie der Inkorporationsüberwachung hängt von den radiologischen Bedingungen einer Anlage ab. Eine besondere Rolle spielt hierbei der Strahlenschutz beim Umgang mit Nukliden, für die besondere Vorsorgekonzepte erforderlich sind, wie zum Beispiel für Alphastrahler oder die Betastrahler Sr-90 oder H-3.
Die Erfassung der anlagenspezifischen Randbedingungen beinhaltet im ersten Schritt die Ermittlung des radiologischen Ist-Zustandes der Anlage. Hierzu ist es im Allgemeinen notwendig, erst eine Zusammenstellung der aus der Betriebshistorie wesentlichen Daten durchzuführen, Systemdekontaminationen vorzunehmen und deren Auswirkungen, insbesondere in Bezug auf eine mögliche Verschiebung der Nuklidvektoren, zu erfassen.

Selektive Probenahme an repräsentativen Orten und Komponenten und Berechnung oder Abschätzung der Aktivierungen und Dosisleistungen geben weitere Informationen über den radiologischen Zustand der Anlage, so dass ein Dosisleistungs- und Kontaminationskataster erstellt werden kann.
Die finale Auswertung der Ergebnisse der Betrachtungen des radiologischen Ist-Zustandes sollte Information über das Gesamtaktivitätsinventar in der Anlage, die spezifischen Aktivitäten in Komponenten und Anlagenteilen, die Nuklidvektoren und Leitnuklide, Dosisleistungen und Oberflächenkontaminationen liefern.
So ergeben sich aus den somit gewonnenen radiologischen Daten die erforderlichen Strahlenschutzmaßnahmen zur Vermeidung von Inkorporationen und die Grundlagen für die Planung eines sinnvollen Überwachungsprogramms für das Personal. Dies erlaubt die Festlegung der radiologischen Anforderungen an die Rückbautechniken sowie an die Handhabung der radioaktiven Reststoffe und Abfälle. Das Strahlenschutzkonzept für die Rückbautätigkeiten wird also auf Grundlage der aus dem radioaktiven Ist-Zustand gewonnenen Daten erstellt.
Besonderes Augenmerk ist in diesem Zusammenhang nicht nur auf den Nuklidvektor bezüglich der Aktivitätsverteilung der einzelnen Radionuklide zu legen, vielmehr ist darüber hinaus auch die Relevanz dieser Nuklide in Bezug auf eine mögliche Inkorporationsdosis zu evaluieren. Dies kann etwa am Beispiel eines Alphastrahlers, der zwar nur einen kleinen Anteil am Aktivitätsinventar einer Komponente trägt, bei Inkorporation von Aerosolen aus der Bearbeitung dieser Komponente jedoch für die Dosis den höchsten Beitrag liefert, dargestellt werden. Ein Beispiel für einen solchen Nuklidvektor, wie er beim Rückbau in einem Kernkraftwerk oder in einer Heißen Zelle vorkommen kann, zeigt Abbildung 1, wo die Bedeutung der Alphastrahler, Pu-238, Pu-239 und Am-241, für die effektive Dosis und die Äquivalentdosis an der Knochenoberfläche verdeutlicht werden. Hieraus ist ersichtlich, dass daher dem Alphastrahlenschutz bei Rückbauprojekten besondere Bedeutung beigemessen werden muss. Die Arbeitsgruppe Rückbau hat diesen Umstand erkannt und berücksichtigt ihn mit hoher Priorität in der Erstellung ihrer Empfehlungen.

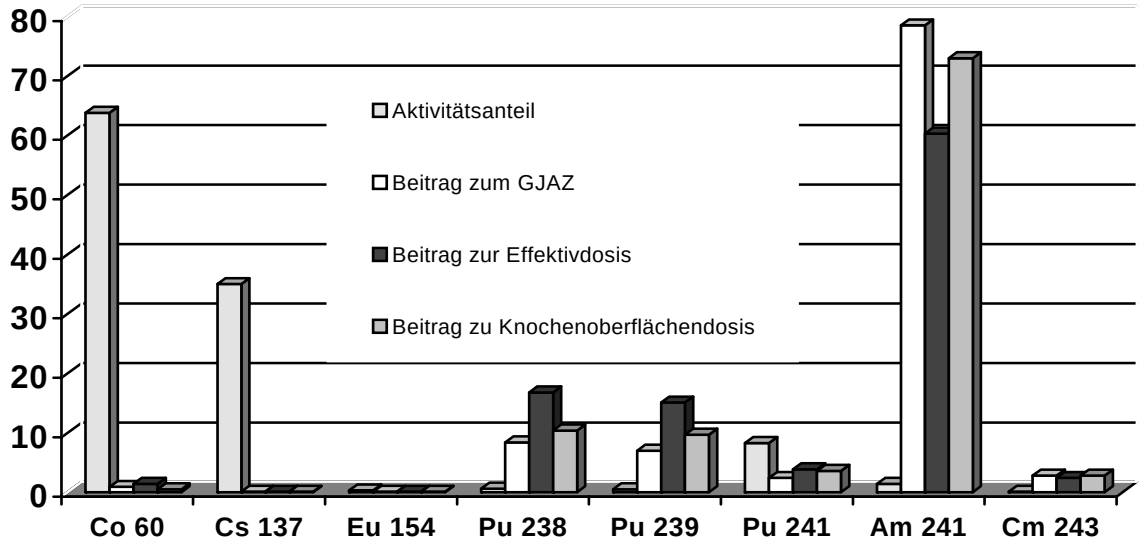


Abb. 1: Beispiel für einen Nuklidvektor beim Rückbau eines Kernkraftwerks, das dosisrelevante Leitnuklid ist nicht jenes mit der höchsten Aktivität, sondern ein Alphastrahler, Am-241

3. Strahlenschutzrichtwerte

Personal, welches direkt bei Rückbautätigkeiten eingesetzt wird, findet eine Einstufung in die Kategorie A für beruflich strahlenexponierte Personen. Bei sonstigem Personal wird eine Einteilung in strahlenexponierte Personen der Kategorien A oder B entsprechend dem aufgrund der Vorerhebungen abgeschätzten Gefährdungspotential vom Strahlenschutzbeauftragten vorgenommen.
Zusätzlich werden für externe und interne Strahlenexposition anlagenspezifische Richtwerte vom Strahlenschutzbeauftragten festgelegt.
Durch die Festlegung von anlageninternen Richtwerten der Personendosis, etwa in der Form von Tages-, Wochen- oder Monatsrichtwert, wird sichergestellt, dass im Rahmen der Überwachung eine mögliche Überschreitung der Jahresgrenzwerte rechtzeitig erkannt wird. Des Weiteren wird ein Jahresrichtwert festgelegt, der den Grenzwert gemäß der jeweiligen gesetzlichen Bestimmungen für strahlenexponierte Personen der Kategorie A bzw. B sicher unterschreitet und dem ALARA Prinzip genügt. Die Tages- bzw. Wochenrichtwerte sind niedrig anzusetzen, um rechtzeitig eventuelle Risiken zu erkennen. Aus diesen Richtwerten werden Vorgaben für die Dosisleistung und die Aufenthaltszeit abgeleitet.
Für die Festlegung von Strahlenschutzmaßnahmen können zusätzlich interne Richtwerte für die Arbeitspositionen des Personals festgelegt werden, beispielsweise für die Werte von Oberflächenkontaminationen. Hierzu gehört etwa das Tragen besonderer Schutzkleidung auf Grund von Oberflächenkontaminationen. Auch sind Vorgaben für Aerosol- und H-3-Konzentrationen in der Raumluft festzulegen, aufgrund derer entsprechende abgestufte Schutzmaßnahmen für das Personal zu treffen sind. Basis hierfür sind die Aufenthaltszeiten am Ort der Exposition und die vorgesehene Schutzkleidung.
Bei Überschreitung dieser internen Richtwerte aufgrund von äußerer oder innerer Strahlenexposition legt der zuständige Strahlenschutzbeauftragte Maßnahmen zur Begrenzung der zukünftigen Dosis fest.

4. Vorbeugende Strahlenschutzmaßnahmen zur Inkorporationsvermeidung bei α-Strahlern

Ziel der anzuordnenden Schutzmaßnahmen ist es, eine Dosis durch Inkorporation radioaktiver Stoffe möglichst zu verhindern, wobei die Gesamtdosis, bestehend aus Beiträgen durch externe Bestrahlung und Inkorporation, minimiert werden soll. Daher ist der Bereich möglichst klein zu halten, in dem mit offener Kontamination umgegangen wird. Kontaminationsverschleppungen aus diesem Bereich sind zu verhindern. Die bisherigen Erfahrungen zeigen, dass die meisten Zufuhren im Bereich der Nachweisgrenze, die zu positiven Befunden bei der Inkorporationsüberwachung führen, durch Ingestion und nicht durch Inhalation verursacht werden. Zufuhren über Inhalation werden durch Tragen von Atemschutz verhindert, Zufuhren erfolgen also überwiegend beim Ablegen der Schutzkleidung.
Tätigkeiten, bei denen Kontamination aufgespritzt, aufgewirbelt oder verschleppt werden kann, verursachen ein erhöhtes Inkorporationsrisiko. Zu solchen Tätigkeiten zählen etwa die Handhabung, der Transport und die Dekontamination von Materialien mit abwischbarer Kontamination > 50 Bq/cm^2 für Beta- und Gammastrahler oder > 0,5 Bq/cm^2 für Alphastrahler, der Umgang mit spritzendem Wasser an kontaminierten Komponenten wie etwa Hochdruckreinigungen, Sumpfreinigungen oder Arbeiten am Brennelement-Lagerbecken, Tätigkeiten an Filterbänken, Filtermobilen, Lüftungskanälen oder Lüftungsschläuchen, die Abfallbehandlung, Thermische Trenn- und Schweißarbeiten sowie

Trennschleifen an kontaminiertem Material, mechanische Trennverfahren an Material mit Oberflächenkontamination oder Aktivierung > 50 Bq/cm^2 für Beta- oder Gammastrahler oder > 0,5 Bq/cm^2 für Alphastrahler am Trennschnitt und Stemmarbeiten.
Um das Inkorporationsrisiko für das dabei eingesetzte Personal zu minimieren, sind administrative, technische und personelle Maßnahmen sowie eine ausreichende Aus- und Weiterbildung, welche auch praktischen Übungen inkludiert, erforderlich.
Tätigkeiten mit erhöhtem Inkorporationsrisiko am Arbeitsplatz werden in Folienzelten und unter Atemschutz durchgeführt. Zusätzlich können Absaugungen an den Entstehungsorten der Aerosole installiert werden. Für Tätigkeiten an „Alpha-Gewerken“ sind daher Schutzmaßnahmen wie eine Einhausung nach standardisiertem Verfahren mit Unterdruckhaltung und Schleusensystemen, wobei die Personenschleuse als Doppelschleuse ausgeführt ist und eine zusätzliche Materialschleuse besteht, die Ermittlung und ständige Verfolgung von Alpha-Kontaminationen mit konsequenter Reinigung in allen Bereichen der Anlage, der Einsatz von lokalen und mobilen Lüftungsanlagen zur Absaugung eventuell auftretender radioaktiver Aerosole, der Einsatz möglichst nur „kalter“ mechanischer Trennverfahren im Demontagebereich und eine kontinuierliche Strahlenschutzaufsicht. Darüber hinaus sind bei Langzeitbaustellen möglichst feste Einrichtungen wie etwa aus Leichtbauwänden einzurichten. Das Umkleiden hat mit Strahlenschutzunterstützung zu erfolgen, Überschuhe und Handschuhe sind abzukleben Atemschutz mit Filter und bei „Heißarbeiten“ mit Fremdbelüftung sind tragen. Bei Bedarf sind auch zusätzliche Overalls oder gegebenenfalls fremdbelüftete Anzüge einzusetzen.

5. Unterweisung, Training

Ziel der Unterweisungen ist es, durch Aufklärung und Vermittlung von Kenntnissen die getroffenen Maßnahmen effektiv umzusetzen und das Inkorporationsrisiko für die Mitarbeiter zu minimieren. Die dabei zu erfassenden Schwerpunktthemen inkludieren die Darlegung der potentiellen Inkorporationsmöglichkeiten, die vorgesehenen Schutzmaßnahmen zur Vermeidung von Inkorporationen, die Gestaltung und Organisation der Überwachung und das Verhalten bei Kontaminationen von Personen und bei Inkorporationen.

6. Überwachungsprogramme und Dosisermittlung

Beim Umgang mit Alphastrahlern kann die Überwachung durch die Messung der Aktivitätskonzentration in der Raumluft am Arbeitsplatz sowie durch die Bestimmung der Aktivität in den Körperausscheidungen Urin oder Stuhl und bei Am-241 gegebenenfalls in der Lunge mittels Lungenzähler erfolgen. Die erforderliche Art der Inkorporationsüberwachung sowie die Häufigkeit der Messungen sollte in einem Überwachungskonzept geregelt werden und werden im Allgemeinen von der zuständigen Genehmigungs- und Aufsichtsbehörde festgelegt sowie gegebenenfalls mit dem Gutachter abgestimmt. Die Richtlinie Inkorporationsüberwachung, welche sich derzeit in Überarbeitung befindet, gibt Werte für die Exposition durch Zufuhr radioaktiver Stoffe vor, ab denen Überwachungsprogramme einzuhalten sind. Anpassungen an die Betriebsweise im Rückbau sind möglich und vorgesehen.
Die Dosisermittlung bezüglich der inneren Strahlenexposition erfolgt durch amtliche oder in Österreich durch ermächtigte Messstellen in Zusammenarbeit mit den Betreibern.
Unabhängig davon, ob die Radioaktivitätszufuhr durch Ingestion oder Inhalation erfolgte, sollte die Dosisberechnung durch die Messstelle konservativ auf der Annahme einer Zufuhr durch Inhalation durchgeführt werden. Erst bei eindeutigen Hinweisen auf Ingestion sollte eine entsprechende Betrachtung erfolgen.

Als Sonderfall ist die direkte Zufuhr über eine Wunde zu betrachten, da hierbei die Dosis für Alphastrahler auch durch geringe Zufuhren schnell den Grenzwert erreichen und überschreiten kann. Neben den Messstellen ist dann auch der ermächtigte Arzt einzubeziehen. Eine konzeptionelle Vorbereitung auf diesen Fall sollte im Vorfeld erfolgen, um notwendigen Maßnahmen sinnvoll abstimmen zu können.
Anforderungen an die Messstellen und an die angewandten Analysen- und Messverfahren, die von einer Messstelle zu beachten und zu erfüllen sind, umfassen die direkten Aufgaben der Messstellen, die Messungen, Dosisberechnungen und Meldungen, Anforderungen an die Ausstattung und das Personal, Anforderungen an Analysen- und Messverfahren bezüglich deren Selektivität, Nachweisgrenze, Genauigkeit und Repräsentativität und die Qualitätssicherung der Überwachungsverfahren durch Eigenkontrolle und Ringversuche.
Neben diesen in der Richtlinie für die Inkorporationsüberwachung definierten Anforderungen wurden von der Arbeitsgruppe Rückbau auch die fachliche Kompetenz und Erfahrung bei Überwachungskonzepten sowie bei der Interpretation von Messergebnissen gemeinsam mit der Mitarbeit in einschlägigen Fachgremien, die Qualifikation der Messstelle in Form einer Anerkennung gemäß §41 StrlSchV, einer Zertifizierung oder einer Akkreditierung, kurze Analysenzeiten und hoher Probendurchsatz sowie Flexibilität bei der Analyse, den Kosten und der Größe der Messstelle als Anforderungen an eine in-vitro Messstelle als wichtig erkannt.

7. Verhalten bei Unfällen

Für die Vorgehensweise bei Kontaminationen und bei Unfällen mit Personenschaden sollte ein Konzept erarbeitet werden. Insbesondere sollte dieses Vorgaben für die Bergung von Verunfallten durch die Feuerwehr oder einen internen Notfalltrupp, für die Erstversorgung von möglicherweise kontaminierten Verunfallten, ausreichende Transportmittel und ein zuständiges Krankenhaus enthalten.

8. Zusammenfassung

Aufgrund der hohen Dosisrelevanz von Alphastrahlern ist beim Rückbau kerntechnischer Anlagen, von Kernkraftwerken, Heißzellenanlagen oder anderen Forschungsreinrichtungen, die mit Transuranen wie Am-, Pu- oder Cm-Isotopen kontaminiert sind, ein intensiver Alphastrahlenschutz erforderlich. Dieser hat ein gutes Vorsorgekonzept, eine intensive Ausbildung im Alphastrahlenschutz, Schulungen und Zusammenarbeiten mit den verschiedenen Bereichen, die beim Rückbau involviert sind, sowie eine Inkorporationsüberwachung auf Alphastrahler mit fachgerechter Auswertung der Messungen zu enthalten.
Die konkreten Konzepte und Vorgehensweisen für den Rückbau und den Strahlenschutz ergeben sich aus den anlagenspezifischen Randbedingungen, wie etwa dem Nuklidvektor, dem verfügbaren Personal und dem Rückbauzeitraum. Vereinheitlichungen für verschiedene Rückbauprojekte sind aufgrund oft unterschiedlicher Randbedingungen schwierig, für Teilbereiche mit ähnlichen Nuklidvektoren aber großteils möglich.

9. Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei den Mitarbeitern der Arbeitsgruppe Rückbau des Arbeitskreises Inkorporationsüberwachung für ihre vielen ausgezeichneten Beiträge bei der Erstellung der Empfehlungen zur Inkorporationsüberwachung bei Rückbauprojekten, welche als Grundlage für diesen Bericht herangezogen werden konnten.

Behandlung, Freigabe und Beförderung

Thema B

ENTSORGUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND – EINE SITUATIONSANALYSE –

NUCLEAR WASTE MANGEMENT IN THE FEDERAL REPUBLIC OF GERMANY – A SITUTION ANALYIS –

B.R. Thomauske

Vattenfall Europe Nuclear Energy GmbH, Deutschland

Zusammenfassung *— Für die Lösung der Endlagerfrage ist in Deutschland die Bundesregierung verantwortlich. Ein Endlager für vernachlässigbar wärmeentwickelnde Abfälle wird dringend benötig. Das für diese Abfälle vorgesehene Endlager Konrad ist seit 2002 genehmigt und könnte etwa 2010 den Betrieb aufnehmen. Ein Endlager für hochradioaktive wärmeentwickelnde Abfälle wird ab 2030 gebraucht. Das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit hat hingegen entschieden, die Erkundung des Salzstockes Gorleben zu unterbrechen und im Rahmen eines völligen Neubeginns nach einem alternativen Endlagerstandort zu suchen. Es verfolgt das Ziel, alle Arten radioaktiver Abfälle in einem einzigen Endlager unterzubringen. Mit diesem Verfahren kann ein betriebsbereites Endlager jedoch nicht vor 2050 zur Verfügung stehen. Verantwortlich handeln heißt, nach Abschluss der Gerichtsverfahren das Endlager Konrad zügig in Betrieb zu nehmen und den Salzstock Gorleben zügig weiter zu erkunden. Nur damit ist das Ziel erreichbar, die Endlagerfrage in der Bundesrepublik Deutschland bis 2030 zu lösen.*

Summary *— In Germany the Federal Government is responsible for the final disposal of radioactive waste. There is an actual need for a repository for wastes with negligible heat generation (low and intermediate level wastes). The former iron ore mine Konrad, licensed for this type of waste in 2002, could solve this problem and start operation about 2010. A repository for high active heat generating waste is needed by 2030. The Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety has decided, however, to interrupt the exploration of the Gorleben salt dome and to restart an alternative site selection procedure from the very beginning. It has the aim to dispose off of all types of radioactive wastes in just one repository. Following this procedure, it will not be possible to have a repository in operation before 2050. Acting responsibly means, to start the construction of the Konrad repository immediately after conclusion of the lawsuits and to continue the underground exploration of the Gorleben salt dome immediately. There is no alternative to this in order to solve the question of final disposal in the Federal Republic of Germany by 2030.*

Schlüsselwörter *— Radioaktive Abfälle, Entsorgungskonzepte, Endlagerung, Deutschland*
Keywords *— Nuclear Waste, Waste Management Concepts, Final Disposal, Germany*

1. Einleitung

Die Genehmigungsverfahren für die Aufbewahrung abgebrannter Brennelemente in Zwischenlagern an den Kernkraftwerksstandorten wurden im Jahr 2003 abgeschlossen. Diese Zwischenlager werden gegenwärtig errichtet und sollen im zweiten Halbjahr 2005 und im Laufe des Jahres 2006 ihren Betrieb aufnehmen. Damit wird dem seit dem 01. Juli 2005 geltenden gesetzlichen Verbot von Transporten in die ausländischen Wiederaufbereitungsanlagen durch Aufbewahrung an den Kernkraftwerksstandorten Folge geleistet.

Die Genehmigungen zur Aufbewahrung der abgebrannten Brennelemente in den standortnahen Zwischenlagern sind auf 40 Jahre ab der Einlagerung des ersten Behälters in das jeweilige Zwischenlager und somit etwa auf das Jahr 2045 begrenzt. Das Ziel, innerhalb dieses Zeitrahmens die abgebrannten Brennelemente in einer Konditionierungsanlage in eine endlagergerechte Form zu überführen, sie dann sukzessive an das Endlager für hochradioaktive Abfälle abzuliefern und so den Genehmigungen genüge zu tun, ist als äußerst ambitioniert einzuschätzen. Um den Abtransport der abgebrannten Brennelemente bis etwa 2045 an ein Endlager für hochradioaktive, wärmeentwickelnde Abfälle abschließen zu können, bedarf es eines betriebsbereiten Endlagers bis spätestens 2030. Die Bundesregierung hat das Ziel formuliert, bis zum Jahr 2030 ein betriebsbereites Endlager verfügbar zu haben. Hierzu sieht sie ein erneutes Auswahlverfahren vor, um einen Standort für alle Arten radioaktiver Abfälle mit möglichst breiter Akzeptanz festzulegen. Das Ziel der Bundesregierung, das Auswahlverfahren im Jahre 2004 gesetzlich zu regeln, wurde nicht eingehalten.

Ist mit einem erneuten Auswahlverfahren das Ziel, im Jahre 2030 ein betriebsbereites Endlager verfügbar zu haben, erreichbar und wenn nein, gibt es andere Wege, das angestrebte Ziel zu erreichen? Die Beantwortung dieser Fragen ist Gegenstand der nachfolgenden Ausarbeitung.

2. Aktuelle Situation

2.1 Zwischenlagerung

Die Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente erfolgt in Kernkraftwerken, in Zwischen- und Interimslagern an den Kernkraftwerksstandorten, im Zwischenlager Nord (Mecklenburg-Vorpommern) und in den zentralen Zwischenlagern Gorleben (Niedersachsen) und Ahaus (Nordrhein-Westfalen). Standortzwischenlager sind in Lingen und Obrigheim bereits in Betrieb und an elf weiteren Kernkraftwerksstandorten im Bau. Sie sollen ihren Betrieb in der zweiten Jahreshälfte 2005 und im Laufe des Jahres 2006 aufnehmen. Außerdem sind vier Interimslager an den Standorten Neckarwestheim, Philippsburg, Biblis und Krümmel in Betrieb, die der Überbrückung der Zeit bis zur Fertigstellung des eigentlichen Zwischenlagers am Standort dienen. In den Standortzwischenlagern dürfen bestrahlte Brennelemente mit insgesamt etwa 14.000 Mg Schwermetall aufbewahrt werden.

Das Atomgesetz sieht seit 2002 zwei Entsorgungswege vor: Die Entsorgung mit Wiederaufarbeitung der Brennelemente und die direkte Endlagerung. Die Zwischenlagerung von nach Deutschland zurückgeführten Wiederaufarbeitungsabfällen aus La Hague in Frankreich und Sellafield in England ist nur im Zwischenlager Gorleben gestattet. Seit dem 01.07.2005 sind Transporte in die Wiederaufarbeitung verboten, die Wiederaufarbeitung der vor diesem Datum angelieferten Abfälle ist aber weiterhin erlaubt.

2.2 Endlagerung

Im Hinblick auf die Entsorgung hochradioaktiver Abfälle besteht Einvernehmen darüber, dass
- die Abfälle in der Bundesrepublik Deutschland endgelagert werden sollen,
- ein betriebsbereites Endlager bis 2030 verfügbar sein soll und
- die Endlagerung in tiefen geologischen Formationen erfolgen soll.

Unterschiedliche Auffassungen bestehen dazu,
- ob nur ein Endlager für alle Arten radioaktiver Abfälle eingerichtet werden soll oder ob eine Aufteilung wärmeentwickelnder und vernachlässigbar wärmeentwickelnder Abfälle in verschiedenen Endlagern unter Sicherheits- und Bedarfsaspekten zweckmäßig ist,
- ob ein erneutes Auswahlverfahren zur Findung eines geeigneten Standortes erforderlich ist, und ob ein solches Auswahlverfahren geeignet ist, die Zielsetzung zu erfüllen, bis 2030 ein betriebsbereites Endlager zu haben und
- ob nach Abschluss des Gerichtsverfahrens das Endlager Konrad für vernachlässigbar wärmeentwickelnde Abfälle umgerüstet werden soll.

2.2.1 Gorleben

Die Erkundung des Salzstockes Gorleben im Hinblick auf seine Geeignetheit zur Aufnahme insbesondere wärmeentwickelnder Abfälle wurde am 01.10.2000 in Folge der Vereinbarung zwischen der Bundesrepublik und den Energieversorgungsunternehmen für mindestens 3 bis maximal 10 Jahre unterbrochen (Gorleben-Moratorium). "Dieser Zeitraum soll zur zügigen Klärung konzeptioneller und sicherheitstechnischer Fragestellungen genutzt werden" [1]. Zweifel an dem Bemühen einer "zügigen" Klärung der so genannten Zweifelsfragen drängen sich auf, nachdem die Abarbeitung dieser Fragen auch 4 ½ Jahre nach der Einleitung der Moratoriumsphase noch nicht abgeschlossen ist.

2.2.2 Konrad

Das vormalige Eisenbergwerk, die Schachtanlage Konrad, wurde nach einem seit 1982 laufenden Planfeststellungsverfahren am 05.06.2002 als Endlager für vernachlässigbar wärmeentwickelnde Abfälle genehmigt. Im geplanten Grubengebäude des Endlagers Konrad können insgesamt bis zu 650.000 m² vernachlässigbar wärmeentwickelnde Abfälle aufgenommen werden. Durch Genehmigung ist die Einlagerungsmenge auf 300.000 m³ begrenzt. Mit diesem genehmigten einlagerbaren Abfallgebindevolumen von 300.000 m³ ist das Endlager Konrad geeignet, das erwartete Abfallgebindevolumen bis 2080 aufzunehmen. Gegen die Genehmigung sind Klagen eingereicht worden. Diese Klagen haben, nachdem der Antrag auf Sofortvollzug entsprechend der Vereinbarung vom 11.06.2001 zwischen der Bundesregierung und den Energieversorgungsunternehmen vom Bundesamt für Strahlenschutz zurückgenommen wurde, aufschiebende Wirkung. Mit der vier Jahre dauernden Umrüstung der Schachtanlage Konrad zum Endlager kann damit erst nach Abschluss der Gerichtsverfahren – Bestätigung des Planfeststellungsbeschlusses unterstellt – begonnen werden.

2.2.3 Morsleben

Die Schachtanlage Bartensleben bei Morsleben in Sachsen-Anhalt, ein ehemaliges Kali- und Steinsalzbergwerk, wurde von der ehemaligen DDR ab 1971 als Endlager für radioaktive Abfälle genutzt. Nach der deutschen Wiedervereinigung erfolgte eine Überprüfung der Sicherheit des Endlagers. Auf Basis einer positiven Sicherheitsbewertung [2] wurde durch

den Einigungsvertrag und Übergangsregelungen im Atomgesetz die weitere Nutzung auch für niedrig- und mittelradioaktive Abfälle aus den alten Bundesländern bis zum 30.06.2005 gestattet. Im Endlager Morsleben wurden auf dieser Grundlage etwa 37.000 m³ radioaktive Abfälle eingelagert. Mit einer Entscheidung des Oberverwaltungsgerichtes Magdeburg vom 25.09.1998 wurde die weitere Einlagerung im Ostfeld des Endlagers gestoppt. Begründet wurde das Urteil seitens des Gerichtes damit, dass der für den Betrieb des Endlagers herangezogenen Sicherheitsbericht nicht Bestandteil der Dauerbetriebsgenehmigung geworden sei. Durch diesen Beschluss wurde die genehmigungsrechtliche Basis für den Weiterbetrieb des Endlagers in Morsleben in Frage gestellt. Als Konsequenz wurde die weitere Einlagerung unverzüglich gestoppt und nicht wieder aufgenommen. Gegenwärtig erfolgen Arbeiten zur Stilllegung des Endlagers Morsleben.

2.2.4 Weitere Standorte

Die gegenwärtige Bundesregierung stellte in ihrer Koalitionsvereinbarung vom 20. Oktober 1998 fest, an der Eignung des Salzstockes Gorleben bestünden Zweifel. Daher solle die Erkundung unterbrochen und weitere Standorte in unterschiedlichen Wirtsgesteinen auf ihre Eignung untersucht werden. Aufgrund eines sich anschließenden Standortvergleichs soll eine Auswahl der in Aussicht zu nehmenden Standorte getroffen werden [3]. Zur Entwicklung eines Verfahrens und von Kriterien zur Suche und Vorauswahl von Standorten zur sicheren Endlagerung radioaktiver Abfälle hat der Bundesumweltminister im Februar 1999 den Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte (AkEnd) eingerichtet. Der Arbeitskreis hatte jedoch nicht die Aufgabe, das Auswahlverfahren durchzuführen, mögliche Standorte auszuwählen und zu bewerten. Der AkEnd hat den Abschlussbericht mit seinen Empfehlungen im Dezember 2002 vorgelegt [4]. Eine für Frühjahr 2003 terminierte Stellungnahme des Bundesumweltministeriums zu den Vorschlägen des AkEnd liegt bis heute nicht vor.

3. Entsorgungskonzepte

3.1 Abfallmengen

3.1.1 Hochradioaktive, wärmeentwickelnde Abfälle

Unter Berücksichtigung der gegenwärtig atomgesetzlich begrenzten Reststrommenge der Kernkraftwerke fallen über die gesamte Nutzungsdauer der Kernenergie in der Bundesrepublik etwa 17.000 Mg an Schwermetallmengen in Form von bestrahlten Brennelementen oder verglasten Spaltprodukten aus der Wiederaufbereitung an. Jährlich fallen aus dem Betrieb der 18 Kernkraftwerke in Deutschland etwa 400 bis 450 Mg abgebrannter Brennelemente an.

3.1.2 Vernachlässigbar wärmeentwickelnde Abfälle

Das Aufkommen vernachlässigbar wärmeentwickelnder Abfälle differenziert nach Öffentlicher Hand und Energieversorgungsunternehmen ist in Abb. 1 dargestellt. Insgesamt fallen bis zum Jahre 2080 etwa 300.000 m³ Abfälle dieser Kategorie an. Das Endlager Konrad wäre geeignet, etwa ab 2010 diese Abfälle aufzunehmen. Gegenwärtig werden im Hinblick auf die begrenzten verfügbaren Zwischenlagermöglichkeiten durch Kompaktieren, Veraschen oder Verdampfen Volumenreduktionsmaßnahmen durchgeführt. Ein verfügbares Endlager Konrad könnte diese strahlenbelastenden Handhabungsvorgänge entbehrlich machen, was dann das Einlagerungsvolumen bei gleich bleibendem radioaktivem Inventar erhöht. Falls ein Endlager für vernachlässigbar wärmeentwickelnde Abfälle nicht zeitnah errichtet wird, ist etwa ab 2012 die Errichtung weiterer Zwischenlager erforderlich.

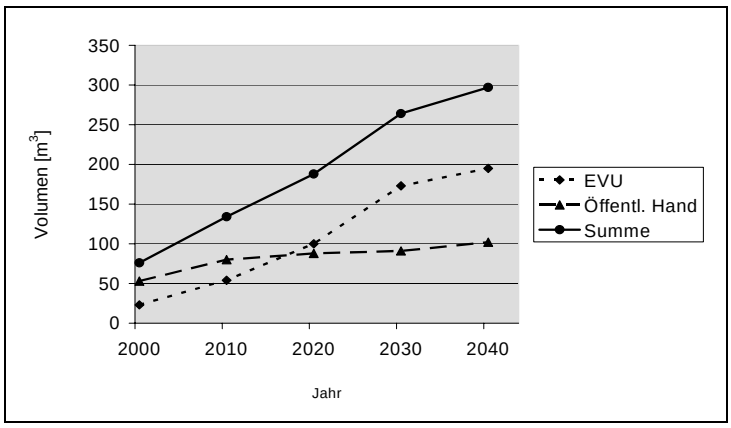


Abb. 1: Anfall vernachlässigbar wärmeentwickelnder Abfälle

3.2 Entsorgungskonzept bis 1998

Die wesentlichen Elemente der Entsorgungspolitik bis 1998 waren:

- Konrad als Endlager für vernachlässigbar wärmeentwickelnde Abfälle zügig zu genehmigen und zeitnah in Betrieb zu nehmen,
- Gorleben als Endlager insbesondere für abgebrannte Brennelemente und wärmeentwickelnde Abfälle aus der Wiederaufarbeitung etwa bis 2015 verfügbar zu haben,
- Bewertung von Granit- und Salzvorkommen für den Fall der Nichteignung von Gorleben,
- nicht parallele sondern sequenzielle Erkundung von Standorten im Falle der Nichteignung.

3.3 Entwicklung seit 1998

Die Entwicklung seit 1998 ist gekennzeichnet durch folgende Zielstellungen:

- Entwicklung eines nationalen Entsorgungsplanes, in dem die vorhandenen Abfallmengen erhoben, die zukünftig anfallenden abgeschätzt und die Entsorgung der Abfälle betrachtet werden,
- Überarbeitung der Sicherheitskriterien,
- Neubeginn der Endlagersuche.

Die Eckpunkte dieser Entwicklung sind die Koalitionsvereinbarung 1998, die Einrichtung des Arbeitskreises AkEnd und die Vereinbarung zwischen der Bundesregierung und den Energieversorgungsunternehmen vom 14.06.2000, ratifiziert am 11.06.2001.

3.3.1 Koalitionsvereinbarung 1998

Die in der Koalitionsvereinbarung vom 20.10.1998 formulierten entsorgungspolitischen Zielstellungen sind:

- Für die Endlagerung aller Arten radioaktiver Abfälle reicht ein einziges Endlager in tiefen geologischen Formationen aus.
- Zeitlich zielführend für die Endlagerung aller Arten radioaktiver Abfälle ist die Beseitigung hochradioaktiver Abfälle etwa im Jahr 2030.
- An der Eignung des Salzstocks in Gorleben bestehen Zweifel. Daher soll die Erkundung unterbrochen werden und weitere Standorte in unterschiedlichen Wirtsgesteinen

auf ihre Eignung untersucht werden. Auf Grundlage eines sich anschließenden Standortvergleichs soll eine Auswahl des Standorts getroffen werden.

3.3.2 Einrichtung des Arbeitskreises Auswahlverfahren für Endlagerstandorte

Der Arbeitskreis wurde im Februar 1999 eingerichtet. Er hat seine Arbeit im Dezember 2002 mit der Vorlage seiner Empfehlungen abgeschlossen. Die vom AkEnd vorgeschlagene Phasenstruktur mit dem zugehörigen Ablaufplan ist in Abbildung 2 dargestellt. Abbildung 3 zeigt die Struktur des Auswahlverfahrens, das von einer "weißen Deutschlandkarte" ausgeht und die Durchführung des Suchverfahrens in fünf Schritten, das in einen Vorschlag eines Standortes mündet, für den das Genehmigungsverfahren durchzuführen ist.

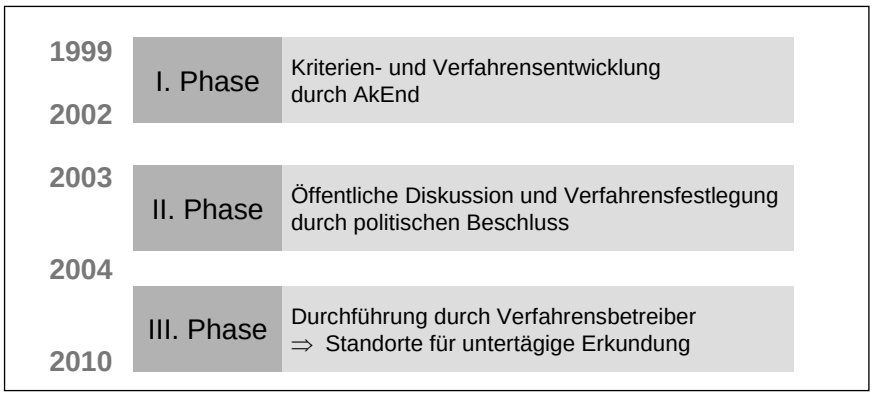


Abb. 2: Phasenstruktur des AkEnd

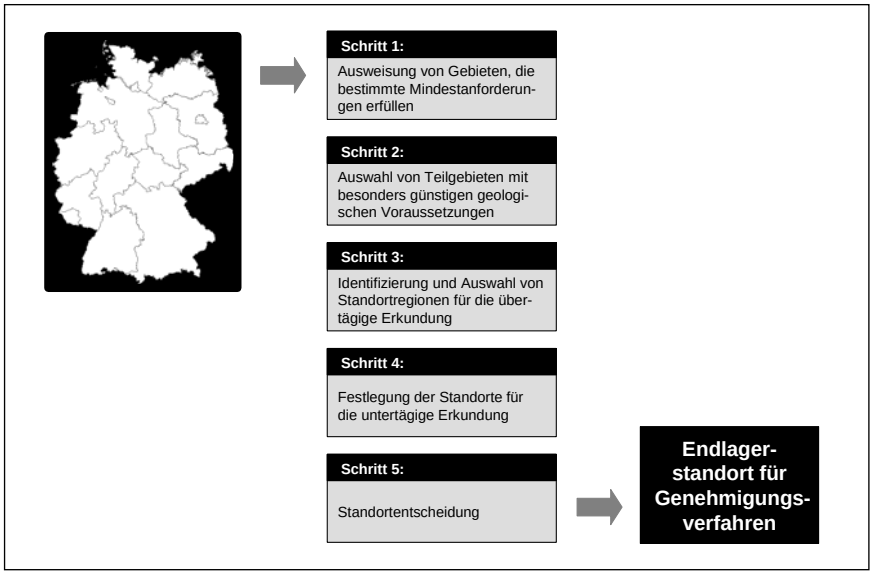


Abb. 3: Schritte des Auswahlverfahrens

3.3.3 Vereinbarung zwischen der Bundesregierung und den Energieversorgungsunternehmen vom 14.06.2000, ratifiziert am 11.06.2001

Die entsorgungspolitisch relevanten Festlegungen der Vereinbarung [5] sind:

Gorleben: Die Erkundung des Salzstockes in Gorleben wird bis zur Klärung konzeptioneller und sicherheitstechnischer Fragen für mindestens 3, längstens jedoch 10 Jahre unterbrochen. Die Bundesregierung gibt zur Erkundung des Salzstockes Gorleben eine Erklärung ab, die als Anlage 4 Bestandteil dieser Vereinbarung ist.

Schacht Konrad: Die zuständigen Behörden schließen das Planfeststellungsverfahren für den Schacht Konrad nach den gesetzlichen Bestimmungen ab. Der Antragsteller nimmt den Antrag auf sofortige Vollziehbarkeit zurück, um eine gerichtliche Überprüfung im Hauptsacheverfahren zu ermöglichen.

Anlage 4 der Vereinbarung: Erklärung des Bundes zur Erkundung des Salzstockes in Gorleben: .... Somit stehen die bisher gewonnenen geologischen Befunde einer Eignungshöffigkeit zwar nicht entgegen. Allerdings sieht die Bundesregierung im Zusammenhang mit der laufenden internationalen Diskussion die Notwendigkeit, die Eignungskriterien für ein Endlager fortzuentwickeln und die Konzeption für die Endlagerung radioaktiver Abfälle zu überarbeiten. Der Stand von Wissenschaft und Technik und die allgemeine Risikobewertung haben sich in den letzten Jahren erheblich weiter entwickelt; dies hat Konsequenzen hinsichtlich der weiteren Erkundung des Salzstockes in Gorleben.

Vor allem folgende Fragestellungen begründen Zweifel:
- Gasbildung,
- Rückholbarkeit,
- Geeignetheit von Salz als Wirtsgestein im Vergleich zu anderen wie Ton oder Granit,
- Kritikalität,
- radiologisches Schutzziel für unbeabsichtigtes menschliches Eindringen.

3.3.4 Entwicklungen im Nachgang zu der Vereinbarung zwischen der Bundesregierung und den Energieversorgungsunternehmen vom Juni 2000

- Moratorium Gorleben seit 01.10.2000,
- Planfeststellungsbeschluss für das Endlager Konrad am 05.06.2002,
- Koalitionsvereinbarung vom 16.10.2002:
  - Nach Abschluss der Arbeiten des "Arbeitskreises Auswahlverfahren Endlager" wird die Bundesregierung dem Bundestag einen Beschlussvorschlag zu den Auswahlkriterien und den Auswahlverfahren für den Standort eines Endlagers ... unterbreiten.
  - Zur Frage der Finanzierung der Erkundungsarbeiten strebt die Bundesregierung eine Verständigung mit den Energieversorgungsunternehmen an, ...
  - Zuständigkeits- und Verfahrensfragen, einschließlich der Standortentscheidung für ein Endlager, werden gesetzlich geregelt.

3.4 Ein- oder Mehr-Endlager-Konzept

Anforderungen an Wirtsgesteine: Vernachlässigbar wärmeentwickelnde Abfälle und hochradioaktive, wärmeentwickelnde Abfälle verfügen über unterschiedliche chemische und physikalische Eigenschaften, die zu unterschiedlichen Anforderungen an das Wirtsgestein eines Endlagers führen. Aufgrund mikrobieller Zersetzung und korrosiver Vorgänge entstehen bei vernachlässigbar wärmeentwickelnden Abfällen große Mengen Gas. Aus diesem Grunde werden bei einem gering permeablen Wirtsgestein, wie z. B. dem Endlager Morsleben, große Speichervolumina für diese Gasmengen vorgesehen. Diese Speichervolumina werden erst in einem Zeitraum von größenordnungsgemäß 1.000 Jahren mit den Gasen aus Korrosion und mikrobieller Zersetzung gefüllt. Dabei muss sichergestellt werden, dass dieser Hohlraum nicht durch Konvergenz verloren geht und dass der Druck innerhalb des Gasspeichers nicht zu einem Aufreißen des Gebirges führt und Wasserwegsamkeiten schafft. In einem Endlager für hochradioaktive, wärmeentwickelnde Abfälle stellen diese Hohlräume eine prinzipielle Schwachstelle dar, da sie geeignet sind, Wegsamkeiten zur Biosphäre zu schaffen. Im Unterschied zu den vernachlässigbar wärmeentwickelnden Abfällen erfordern hochradioaktive, wärmeentwickelnde Abfälle ein dichtes Wirtsgestein, das geeignet ist langzeitig Wasser von den Abfällen fernzuhalten. Aus diesem Grunde stellt Salz im Hinblick auf diese Anforderungen ein geeignetes Wirtsgestein für hochradioaktive, wärmeentwickelnde Abfälle dar, wohingegen die Endlagerung im Korallenoolith des Endlagers Konrad eine geeignete Lösung für vernachlässigbar wärmeentwickelnde Abfälle ist. Insofern ist die Beschränkung auf ein Ein-Endlager-Konzept sicherheitstechnisch nachteilig.

Bedarf: Aufgrund des Entsorgungsdruckes bei Landessammelstellen und Großforschungseinrichtungen wird ein Endlager für vernachlässigbar wärmeentwickelnde Abfälle kurzfristig benötigt, um die sonst im großen Umfang erforderlichen kosten- und strahlenexpositionsintensiven Umkonditionierungen zu vermeiden. Ein Endlager für vernachlässigbar wärmeentwickelnde Abfälle wird außerdem auf Dauer benötigt. Diese Abfälle aus Medizin, Forschung und Industrie fallen auch dann an, wenn mittel- oder langfristig auf die Nutzung der Kernenergie verzichtet wird. Ein Endlager für wärmeentwickelnde hochradioaktive Abfälle wird hingegen erst ab etwa 2030 gebraucht. Diese Abfälle sollen erst nach übertägigem Abklingen durch Zerfall der Radionuklide mit geringer Halbwertszeit in ein Endlager verbracht und dort möglichst kurzfristig von der Biosphäre abgeschlossen werden. Unter Berücksichtigung des bereits genehmigten Endlagers Konrad sprechen die entsorgungspolitischen Aspekte eindeutig für das Mehr-Endlager-Konzept. Das Ein-Endlager-Konzept hat auch unter Bedarfsgesichtspunkten erhebliche Nachteile.

Internationaler Stand von Wissenschaft und Technik: Alle Länder, in denen die friedliche Nutzung der Kernenergie betrieben wird, sehen die Trennung hochradioaktiver, wärmeentwickelnder und vernachlässigbar wärmeentwickelnder Abfälle in getrennten Endlagern vor. Zum Teil werden die Abfälle geringer Aktivität und kurzer Halbwertszeit auch oberflächennah endgelagert. Gründe hierfür liegen in den Anforderungen, dem Bedarf und den Zuständigkeiten. Das Ein-Endlager-Konzept stellt einen deutschen Sonderweg dar und entspricht nicht dem internationalen Stand.

4. Gorleben - Auswahlverfahren und Eignungsbewertung

Immer wieder wird im Zusammenhang mit Gorleben der Vorwurf erhoben, der Standort sei nicht systematisch ausgewählt, sondern politisch von der damaligen niedersächsischen Landesregierung festgelegt worden. Aus diesem Grunde erscheint es notwendig, den Ablauf der Entscheidungsfindung darzustellen [6].

In den Jahren 1963 bis 1965 erfolgte die Entscheidung zur Endlagerung in tiefen geologischen Formationen und die Festlegung von Salz als Wirtsgestein.

Von 1972 bis 1976 wurde ein Standortauswahlverfahren durch das Bundesforschungsministerium unter umwelt- und sicherheitstechnischen Kriterien durchgeführt. Hierbei wurden im Bundesgebiet 26 Standortmöglichkeiten identifiziert, von denen 8 – sämtlich norddeutsche Salzstöcke – als besonders günstig eingestuft wurden. Die drei Salzstöcke Wahn, Lutterloh und Lichtenhorst wurden zur näheren Untersuchung vorgeschlagen. Wegen Protestaktionen und politischer Widerstände vor Ort wurden die Erkundungsmaßnahmen an diesen Standorten im August 1976 eingestellt.

Parallel und unabhängig von den Untersuchungen des Bundes führte eine interministrellen Arbeitsgruppe der niedersächsischen Landesregierung im Jahr 1976 eine Standortauswahl durch. Die Untersuchung erfolgte in vier Phasen. Zunächst wurden nach dem Auswahlkriterium der Salzstockgröße aus 140 Salzstöcken 23 ausgewählt. Die nach Anwendung der Kriterien "Tiefenlage" und "konkurrierende Nutzungsansprüche" verbliebenen 13 Salzstöcke wurden dann u.a. anhand einer Bewertungsrichtline des Bundesinnenministeriums im Hinblick auf Beschaffenheit des Baugrundes, Erdbebengefährdung, Flugverkehrsdichte, meteorologische Gegebenheiten, radiologische Vorbelastung sowie die mögliche Lage des Betriebsgeländes über dem Salzstock und die Tiefenlage untersucht. Ebenso wurde berücksichtigt, ob Grundwasservorranggebiete, Landschaftsschutz- oder Naturschutzgebiete einer Nutzung entgegenstehen. Danach blieben 4 Standorte, die Salzstöcke Wahn, Lichtenhorst, Gorleben und Höfer übrig. Drei dieser Standorte wiesen gegenüber Gorleben Nachteile auf (Wahn: Truppenübungsplatz, Lichtenhorst: Grundwasservorranggebiet, Höfer: mit 25 km^2 relativ klein). Damit wurde mit 40 km^2 Größe, der Tiefenlage von 300 m bis 3.500 m und der Unverritztheit der Salzstock Gorleben als optimaler Standort im Winter 1976 von der niedersächsischen Landesregierung vorgeschlagen

Die über 20-jährige Erkundung des Salzstockes Gorleben ist nachfolgend dargestellt:

1979 – 1983	Übertägige Standorterkundung
1985 – 1996	Abteufen der Schächte
1996	Konzentration der Erkundung auf den Nordosten des Salzstockes
1996 – 1998	Errichtung des untertägigen Infrastrukturbereiches
ab 1998	Erkundung des Erkundungsbereichs 1
20.10.1998	Koalitionsvereinbarung
17.06.2000	Konsensvereinbarung
01.10.2000	Moratorium, Dauer 3 – 10 Jahre.

Die bisherigen Ergebnisse der untertägigen Erkundung lassen sich wie folgt zusammenfassen: Im Erkundungsbereich 1 zeichnet sich das für eine Endlagerung nutzbare Hauptsalz der Staßfurt-Serie durch eine einfache Stratigraphie und eine beträchtliche horizontale Ausdehnung in der Querachse des Salzstockes von 500 m aus. Der Hauptanhydrit liegt zerblockt vor. Die

isolierten Laugenvorkommen in den Hauptanhydritschollen weisen keine Verbindung zum Salzspiegel oder zum Deckgebirge auf. Diese positiven Erkundungsergebnisse belegen die Eignungshöffigkeit des Salzstockes Gorleben als Endlager insbesondere für hochradioaktive, wärmeentwickelnde Abfälle. Die Untersuchungsergebnisse für die Durchführung einer Sicherheitsanalyse zum Nachweis der Eignung des Standortes liegen vor. Der Eignungsnachweis darüber, ob der Standort für hochradioaktive, wärmeentwickelnde Abfälle geeignet ist, könnte schon heute erfolgen. Dann bliebe noch zu klären, ob die nordöstliche Hälfte des Salzstockes zur Aufnahme sämtlicher Abfälle aus der friedlichen Nutzung der Kernenergie der Bundesrepublik Deutschland hinreichend ist. Die so genannten Zweifelsfragen beziehen sich nicht auf die Geeignetheit des Salzstockes Gorleben sondern stellen Fragen, die – wie auch beim Endlager Konrad – Gegenstand des Planfeststellungsverfahrens sind.

5. Zeitbedarf und Kosten für ein erneutes Auswahlverfahren

Das Bundesumweltministerium teilte wiederholt mit, dass das Ziel, bis 2030 ein betriebsbereites Endlager zu haben, ehrgeizig aber erreichbar sei. Als Kosten für das Auswahlverfahren werden 700 Mio. Euro genannt. Diese Aussagen des Bundesumweltministeriums halten einer Überprüfung nicht stand. Eine Aufschlüsselung der erforderlichen Zeitdauern für die einzelnen Schritte des Standortauswahl- und Genehmigungsverfahrens sowie der Herstellung eines Endlagerbergwerks kommt zu folgendem Ergebnis:

- Das Auswahlverfahren bis zur Standortentscheidung dauert mindestens 23 Jahre,
- für die Erkundung, das Genehmigungsverfahren und die Errichtung werden weitere 25 Jahre benötigt,
- daraus ergibt sich ein Zeitbedarf von mindestens 48 Jahren bis zur Bereitstellung eines betriebsbereiten Endlagers,
- eine Inbetriebnahme ist frühestens ab 2050 möglich.

Damit verfehlt der Ansatz des Bundesumweltministeriums das Ziel, die Entsorgungsfrage nicht auf zukünftige Generationen zu verschieben. Außerdem ist es unrealistisch, eine Akzeptanz – Ausgangspunkt des AkEnd-Prozesses – über einen Zeitraum von 50 Jahren zu unterstellen. Hinzu kommt, dass bei einem Zeitbedarf von mindestens 15 Jahren zur Konditionierung der abgebrannten Brennelemente und Verbringung in ein Endlager die Standort-Zwischenlager bis mindestens 2065 und damit weit über den genehmigten Zeitraum hinaus in Betrieb sein müssten.

Die Kostenermittlung des Bundesumweltministeriums von 700 Mio. Euro gilt nur für das Auswahlverfahren bis zur Standortentscheidung. Nicht berücksichtigt sind die Kosten für die untertägige Erkundung, den Eignungsnachweis und das Genehmigungsverfahren (zusammen 1,0 Mrd. Euro) sowie die Herstellung von Endlagerschächten und die Errichtung des Endlagers (zusammen 1,4 Mrd. Euro). Die Gesamtkosten für das AkEnd-Verfahren bis zur Bereitstellung eines Endlagers betragen 3,1 Mrd. Euro. Die bei dieser späten Einrichtung eines Endlagers entstehenden erheblichen zusätzlichen Kosten für die Zwischenlagerung sind dabei nicht berücksichtigt. Eine zügige Aufnahme der Weitererkundung des Salzstockes Gorleben würde eine Inbetriebnahme innerhalb von 15 Jahren erwarten lassen. Der Betrieb könnte etwa im Jahr 2020 aufgenommen werden. Zusätzlich zu den in Gorleben bereits investierten Kosten (1,3 Mrd. Euro) fallen bis zur Inbetriebnahme weitere 1,1 Mrd. Euro an. Für das AkEnd-Verfahren müssten 2 Mrd. Euro zusätzlich aufgewendet werden. Das Gesamtkonzept für die Entsorgung abgebrannter Brennelemente – befristete Zwischenlagerung von 40 Jahren,

endlagergerechte Konditionierung vor Anlieferung an das Endlager – macht eine Lösung der Endlagerfrage bis 2030 erforderlich. Fazit der Betrachtungen ist, dass es mit dem erneuten Auswahlverfahren nicht vor 2050 ein betriebsbereites Endlager geben wird. Damit wird die Verantwortung für die Endlagerung auf zukünftige Generationen verschoben.

6. Fazit

Die Bundesregierung hat seit ihrem Amtsantritt vor sieben Jahren keine Fortschritte bei der Realisierung eines Endlagers erzielt. Das gegenwärtig verfolgte Entsorgungskonzept mit dem Ein-Endlager-Ziel und der erneuten Standortsuche würde einen Rücksprung bei der Endlagerung um etwa 30 Jahre bedeuten. Der Bundesumweltminister konnte sein Ziel nicht einhalten, die Beantwortung der 1998 formulieren und im Jahr 2000 konkretisierten so genannten Zweifelfragen zu Gorleben bis Ende 2004 vorzulegen. Trotz des ehrgeizigen Gesamtterminplans für die neue Endlagersuche wurde auch das Ziel verfehlt, das Gesetzgebungsverfahren für den Standortauswahlprozess im Jahr 2004 zu regeln. Im Nachgang zur Ankündigung einer vorgezogenen Bundestagswahl im September 2005 wurde schließlich am 23. Juni 2005 vom Bundesumweltministerium ein erster – innerhalb der Bundesregierung noch unabgestimmter – Entwurf eines Endlagersuchgesetzes vorgelegt. Dass dies den vorläufigen Endpunkt eines entsorgungspolitischen Irrweges darstellt ist schon daraus ersichtlich, dass das Gesetz wegen der zeitlichen Abläufe für Gesetzgebungsverfahren nicht mehr von der jetzigen Bundesregierung verabschiedet werden kann.

7. Handlungsbedarf für eine zukünftige Entsorgungspolitik

Die wichtigsten Merkmale einer zukunftsfähigen Entsorgungspolitik sind in dem folgenden Anforderungskatalog zusammengestellt:

- Weitererkundung des Salzstockes Gorleben:
  - Die grundsätzliche Geeignetheit von Salz als Endlagermedium ist bereits nachgewiesen.

    Die Weitererkundung dient den Zielen:
  - Nachweis der Geeignetheit des Salzstockes Gorleben zur Endlagerung insbesondere hochradioaktiver, wärmeentwickelnder Abfälle; hierfür sind die Erkundung des Erkundungsbereichs 1 (EB 1) und die Sicherheitsanalysen auf Basis des EB 1 abzuschließen.
  - Nachweis der hinreichenden Größe des Salzstockes Gorleben zur Aufnahme aller in der Bundesrepublik Deutschland anfallender Abfälle; hierfür ist zunächst die Erkundung des südöstlichen Teils des Salzstockes abzuschließen.

  Damit kann im Bereich von etwa 5 Jahren die Geeignetheit des Salzstockes Gorleben und die Machbarkeit eines Endlagers für insbesondere hochradioaktive Abfälle nachgewiesen werden. Für das Genehmigungsverfahren sind weitere 5 Jahre zu veranschlagen, so dass im Zeitrahmen von etwa 10 Jahren die Endlagerfrage in Deutschland gelöst werden kann. Das Ziel, bis 2030 ein betriebsbereites Endlager für hochradioaktive, wärmeentwickelnde verfügbar zu haben, ist somit nur mit einer zügigen Wiederaufnahme der Erkundungsarbeiten in Gorleben erreichbar.

- Errichtung und Inbetriebnahme des Endlagers Konrad:
  - Die Genehmigung für das Endlager und damit der Nachweis der Sicherheit und der Machbarkeit liegen vor.
  - Nach Abschluss der Gerichtsverfahren im Hauptsacheverfahren ist die Errichtung und Inbetriebnahme des Endlagers Konrad eine vordringliche Aufgabe; damit sind die Entsorgungsengpässe insbesondere der Großforschungseinrichtungen und der Landessammelstellen kurzfristig lösbar.

- Sicherstellung geeigneter Organisationsstrukturen zur Bearbeitung der Endlagerprojekte und Abwicklung der Genehmigungsverfahren,

- Bündelung und Neuausrichtung der Kompetenzen im Endlagerbereich,

- Förderung der Endlagerforschung,

- Ausbildung / Hochschulförderung im Endlagerbereich,

- Entwicklung eines Konzeptes für eine umfassende Öffentlichkeitsarbeit; Schaffung von Strukturen und Einrichtungen für die Information und Kommunikation; insbesondere auch in den Standortregionen.

Dies werden die vordringlichen Aufgaben einer zukünftigen Bundesregierung im Hinblick auf die Entsorgung radioaktiver Abfälle sein.

8. Literaturverzeichnis

[1] Statusbericht zur Kernenergienutzung in der Bundesrepublik Deutschland 2002. Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Sicherheit in der Kerntechnik. BfS-SK-02/03. Salzgitter, November 2003

[2] Sicherheitsanalyse des Endlagers für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM), Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-79, März 1991

[3] Aufbruch und Erneuerung – Deutschlands Weg ins 21. Jahrhundert. Koalitionsvereinbarung zwischen der Sozialdemokratischen Partei Deutschlands und Bündnis 90/Die Grünen, Bonn, 20. Oktober 1998

[4] Auswahlverfahren für Endlagerstandorte. Empfehlungen des AkEnd-Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte, Dezember 2002

[5] Vereinbarung zwischen der Bundesregierung und den Energieversorgungsunternehmen, 14. Juni 2000

[6] Der Weg nach Gorleben: Zur Geschichte der Endlagerung in der Bundesrepublik Deutschland und zur Standortauswahl von Gorleben für ein "Nukleares Entsorgungszentrum". Anselm Tiggemann, Referat vor dem AkEnd, Berlin, 6. September 2000.

WEGE DES RADIOAKTIVEN ABFALLS IN ÖSTERREICH

PATHWAYS OF RADIOACTIVE WASTE IN AUSTRIA

D. Lexa

Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH, Österreich

Zusammenfassung *— Am 1.1.2003 ist in Österreich das neue Strahlenschutzgesetz in Kraft getreten. Eine der deutschen Regelung ähnliche Strahlenschutzverordnung ist derzeit in Vorbereitung und sollte noch heuer wirksam werden. Hiermit werden in Österreich neue Rahmenbedingungen für Handhabung radioaktiver Abfälle geschaffen. Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH, eine Tochter der Austrian Research Centres GmbH – ARC, ist die einzige mit der Aufarbeitung radioaktiver Abfälle Österreichischer Herkunft beauftragte Organisation. In Seibersdorf wird ein ganzes Spektrum von Aufarbeitungstechnologien eingesetzt, wie z.B. Verbrennung, Hochdruckverpressen, Fällung und Filtrierung, Abklingenlassen von medizinischen Abfällen mit kurzlebigen Nukliden und Freimessung und Freigabe von geringfügig radioaktiven Stoffen. Konditionierte Abfälle werden in 200 L Fässern am Standort bis spätestens 2030 zwischengelagert. Es werden derzeit jährlich ca. 15 t von Abfällen aus Medizin, Industrie und Forschung und 90 t von Dekommissionierungsabfällen (ASTRA Forschungsreaktor) aufgearbeitet. Aufgrund der zunehmenden Wichtigkeit von Abfallcharakterisierung (Freimessung, Trennung von α-hältigen Abfällen, genaue Radionuklidinventarbestimmung) wurden in der letzten Zeit mehrere Investitionen getätigt: Freimessanlage, Errichtung eines radiochemischen Labors mit einem Arbeitsplatz der Type B, Fassmessanlage.*

Summary *On 01/01/2003, the new radiation protection law came into force in Austria. A regulation similar to the German Radiation Protection Ordinance is being prepared and should become effective this year. This will create new boundary conditions for the handling of radioactive waste in Austria. Nuclear Engineering Seibersdorf LLC, a subsidiary of the Austrian Research Centers LLC- ARC, is the sole organization in charge of the management of radioactive waste of Austrian origin. In Seibersdorf, the whole spectrum of waste processing technologies are being used, e.g., incineration, high-pressure compaction, precipitation and filtration, decay storage of medical waste with short-lived nuclides, and clearance of slightly radioactive substances. Conditioned waste in 55 gal drums is being put into interim storage on site until 2030 at the latest. Currently, approximately 15 t of waste from medicine, industry, and research and 90 t of decommissioning waste (ASTRA research reactor) are processed annually. As a result of the increased importance of waste characterization (clearance, separation of α-containing waste, accurate radionuclide inventory determination), several capital investments have been performed: clearance measurement unit, construction of a type B radiochemical laboratory, drum scanner.*

Schlüsselwörter *— radiactive Abfälle, Behandlung, Konditionierung, Zwischenlagerung*
Keywords *— radioactive waste, treatment, conditioning, interim storage*

1. Einleitung

Am 1.1.2003 ist in Österreich das neue Strahlenschutzgesetz in Kraft getreten. Eine der deutschen Regelung ähnliche Strahlenschutzverordnung ist derzeit in Vorbereitung und sollte noch heuer wirksam werden. Hiermit werden in Österreich neue Rahmenbedingungen für Handhabung radioaktiver Abfälle geschaffen. Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH, eine Tochter der Austrian Research Centres GmbH – ARC, ist die einzige mit der Aufarbeitung radioaktiver Abfälle Österreichischer Herkunft beauftragte Organisation.

2. Abfallaufkommen

Österreich betreibt keine Kernkraftwerke und daher entsteht kein abgebrannter Brennstoff (SF) als auch keine hochaktiven Abfälle (HLW). Die abgebrannten Brennstäbe von dem ASTRA Forschungsreaktor wurden im Rahmen eines ‚take-back agreement' in die USA returniert. Dies wird auch für die Brennstäbe der verbleibenden Reaktoren in Wien und Graz nach deren Dekommissionierung angestrebt.

Die nieder- und mittel-aktiven Abfälle (LILW) die in Seibersdorf aufgearbeitet werden stammen derzeit hauptsächlich von der Dekommissionierung des ASTRA Forschungsreaktors und von der Dekommissionierung anderer Anlagen und Einrichtungen aus 45 Jahren F&E in Seibersdorf. Jährlich werden dabei bis 2015 ca. 80 -100 t Abfall produziert. Es handelt sich meistens um nicht brennbare Abfälle wie z.B. Betonbruch und Erdaushub.

Zusätzlich werden jährlich ca. 10 – 15 t Abfall aus Medizin, Industrie und Forschung (MIF) aufgearbeitet. Dabei handelt es sich vorwiegend um brennbare Abfälle bzw. um Abfälle mit kurzlebigen Nukliden, z.B. ^{125}I.

3. Behandlung und Konditionierung

Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH verfügt über eiene breite Palette von Aufarbeitungsanlagen.

Die Verbrennungsanlage hat ein Durchsatz von 40 kg/h und wird aufgrung geringer Abfallmengen nur ca. 3 – 4 Monate im Jahr gefahren. Sie ist für Verbrennung von festen Stoffen und Flüssigkeiten ausgelegt. Die Asche weist zum Teil beträchtliche Aktivitäten auf und ist zusätzlich chemisch aggresiv. Sie wird in Stahlbehältern eingeschweist und in 200-l-Fässer versenkt.

Nicht brennbare Abfälle werden in einer FAKIR 1100 t Presse in Stahlkartuschen hochdruckverpresst. Die verpressten Kartuschen werden in 200-l-Fässer versenkt und mit Quartzsand ausgefüllt.

Flüssige Abfälle aus der Verbrennungsanlage als auch aus dem gesamten Standort Seibersdorf (inklusive IAEA) werden in die Wasserreinigung geleitet. Dort werden sie chemisch und radiologisch charakterisiert und durch Fällung und Filtrierung vor der Abgabe an die Umwelt entsprechend gereinigt. Die dabei entstehenden Fällungsschlämme werden getrocknet und hochdruckverpresst bzw. betoniert.

Die derzeit einzige Konditionierungsmethode ist Betonieren in 200-l-Fässern. Diese wird bei homogen betonierten Fässern (Fällungsschlamm) und bei versenken von 100-l-Fässern mit sperrigem Abfall in 200-l-Fässer eingesetzt.

Aufgrund enorm hoher geschätzter Endlagerungskosten wird alles unternommen, um die Anzahl der endzulagernder Gebinde zu minimieren. Dies wird einerseits durch optimierung bestehender Aufarbeitungsmethoden, anderseits durch Freimessung und Freigabe geringfügig radioaktiver Stoffe, erzielt.

4. Zwischenlagerung

Im Österreichischen Zwischenlager für radioaktive Abfälle in Seibersdorf lagern derzeit ca. 10.000 200-l-Fässer und eine geringe Anzahl atypischer Behälter (Mosaik, Konrad) mit konditioniertem radioaktivem Abfall. Die ersten Fässer stammen aus den 70er Jahren, einige davon sind rekonditionierungsbedürftig aber nicht zugänglich. Daher erfolgt ab 2006 eine Umwandlung des Zwischenlagers in ein Transferlager mit horizontaler Fasslagerung auf speziellen Paletten die eine individuelle Zugänglichkeit der Fässer ermöglichen wird. Fässer die den heutigen Anforderungen nicht mehr entsprechen werden rekonditioniert. Gleichzeitig wird das Nuklidinventar sämtlicher Fässer erneut γ-spektrometrisch gemessen.

5. Abfallcharakterisierung

Die Anforderungen an Abfallcharakterisierung sind in der letzten Zeit dramatisch gestiegen. Seit 2004 werden die Abfälle gemäß Empfehlung 1999/669/EG, Euratom, als LILW-SL und LILW-LL klassifiziert. Die Grenzwert liegt bei 400 Bq/g langlebiger α-strahlender Nuklide. Die Übereinstimmung mit diesem Grenzwert wird α-spektrometrisch festgestellt. Dazu wird ein radiochemisches Labor mit einem Arbeitsplatz de Type B errichtet. Die Messung von 10.000 Fässern im Zuge der Transferlagerung wird mit einer tomographischen Fassmessanlage (TGS) der Fa. Canberra durchgeführt. Diese sollte im Frühjahr 2006 in Betrieb genommen werden. Die Freimessung der Dekommissionierungsabfälle wird seit 2003 mit einer RADOS RTM 644 lnc Freimessanlage erledigt. Diese verfügt über eine abgeschirmte Kammer für 200-l-Fässer und 10 großflächige Plastikszintillationsdetektoren.

6. Zukunftsperspektiven

Die Herausforderung für die Zukunft ist die erfolgreiche Rekonditionierung der Altlasten und die Vermessung und Einlagerung von ca. 10.000 200-l-Fässern in ein modernes Transferlager.

ERFAHRUNGEN MIT DEM SCHWEIZERISCHEN AUFSICHTSVERFAHREN BEI DER FREIGABE VON GROSSEN MATERIALMENGEN

EXPERIENCE ON THE REGULATORY APPROACH IN SWITZERLAND FOR THE CLEARANCE OF LARGE AMOUNT OF MATERIAL

S.G. Jahn, F. Cartier und A. Leupin

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, CH-5232 Villigen/HSK, Schweiz

Zusammenfassung *— In der Schweiz basiert die behördliche Aufsicht bei der Entlassung von grossen Materialmengen aus der Strahlenschutzgesetzgebung hauptsächlich auf der Genehmigung eines auf das Messgut spezifisch angepassten „Inaktivfreigabe-Verfahrens". Nach der Genehmigungserteilung kann der Antragsteller nach der Freimessung eigenverantwortlich das Material aus dem Strahlenschutzbereich entfernen und abtransportieren. Die Aufsichtsbehörde vergewissert sich stichprobenweise durch Inspektionen über die Einhaltung der Messvorschriften. Die bisherige Erfahrung zeigt, dass die genehmigten Inaktivfreigabe-Kampagnen dank moderner Messmethoden gleichzeitig gesetzeskonform und pragmatisch durchgeführt werden können.*

Summary *— In Switzerland the regulatory control on the removal of large amount of material from controlled environment is based on the authorization of a clearance procedure which is specified to the material being measured. When obtaining authorization the operator is allowed to remove the material after the decision measurement on his own responsibility. The Regulatory Authority spot-checks during inspections to verify the realisation of the clearance procedure. The experiences from the last years show that the clearance campaigns are performed both feasible and in compliance with the radiation protection legislation due to modern measuring methods.*

Schlüsselwörter *— Freigabe, Inaktivität, Entlassung, behördliche Aufsicht*
Keywords *— Clearance, negligible activity, release, authorisation*

1. Einleitung

Schwach radioaktive Gegenstände, die ohne behördliche Genehmigung ausserhalb von Strahlenschutzbereichen gebracht werden, können trotz der relativ geringen potentiellen Gefährdung von Menschen zu heftigen Reaktionen der Bevölkerung führen. Aus diesem Grund fällt der Befreiung mit der anschliessenden Herausgabe bzw. Freigabe von verdächtigen bzw. sehr schwach radioaktiven Materialien aus Kontrollbereichen, für den Zweck diese konventionell weiter zu verwenden oder wie nicht radioaktive Abfälle zu behandeln, eine gesellschaftspolitische Bedeutung ähnlich der Abgabe radioaktiver Stoffe über das Abwasser oder der Abluft aus Kernkraftwerken zu. Eine ungenügende Kontrolle beim Materialtransfer aus einer Kernanlage kann zu einem Imageschaden für die Betreiber von Kernanlagen wie auch für die Aufsichtsbehörden führen. Aus diesem Grund ist die Verantwortung für eine gesetzeskonforme Entlassung von Materialien aus einem genehmigungsbedürftigen Umgang von hoher Bedeutung.

2. Begriffserklärungen

Im Titel, in der Zusammenfassung und in der Einleitung dieses Beitrags wurden bewusst „deutsche Begriffe“ verwendet, um den Grossteil der Leser nicht sofort mit der meist abweichenden Nomenklatur in der Schweiz zu verwirren. Die Autoren haben sich dabei an die Definitionen der vorgeschlagenen bzw. etablierten „deutschen Begriffe“ im Beitrag des AK Strahlenschutz des VGB Powertech in der StrahlenschutzPraxis 3/2004 gerichtet [1]. Im weiteren Verlauf dieses Berichts werden die Begriffe gemäss der schweizerischen Strahlenschutzverordnung (StSV) [2], der schweizerischen Kernenergieverordnung (KEV) [3] und der Richtlinie HSK-R-13 „Inaktivfreigabe von Materialien und Bereichen aus kontrollierten Zonen“ [4] verwendet. In der Tabelle 1 sind die wichtigsten, unterschiedlichen Bezeichnungen, die identische oder zumindest sehr ähnliche Aspekte betreffen, zusammengefasst. Dieser Vergleich soll die Verständlichkeit des weiteren Beitrags erleichtern.

Tab. 1: Gegenüberstellung der deutschen und schweizerischen Bezeichnungen.

Deutsche Bezeichnung	Schweizer Bezeichnung	Begriffsdefinition
Genehmigung nach StrlSchV oder AtG	**Bewilligung** gemäss StSG oder KEG	Gesetzlich zwingende Voraussetzung, um eine Anlage zu bauen und/oder zu betreiben
	Freigabe der Aufsichtsbehörde gemäss StSV oder KEV	Gesetzlich vorgeschriebenes Aufsichtsverfahren bei einer strahlenschutzrelevanten Änderung der Anlage oder einer „neuen“ Tätigkeit, wenn diese von der Bewilligung abgedeckt ist
Freigabe gemäss §29 StrlSchV		Von der zuständigen Behörde auf Antrag des Genehmigungsinhabers erteilte Freigabe, Stoffe die aus einem genehmigungspflichtigen Umgang als nicht radioaktive zu verwenden, verwerten, beseitigen oder an Dritte weiterzugeben
	Inaktiv	Material, welches nicht in den Geltungsbereich der StSV fällt, gilt als inaktiv (Kriterien siehe Kapitel 3)
	Inaktivfreigabe von Materialien gemäss Richtlinie HSK-R-13	Gesamtheit der Tätigkeiten zur Entlassung von Materialien aus dem Geltungsbereich der StSV: Insbesondere vom zuständigen Strahlenschutzpersonal des Anlagebetreibers durchzuführender Nachweis und Dokumentation der Inaktivität von Materialien, die aus bewilligungspflichtigen Umgang stammen und als inaktive Materialien verwendet, verwertet, beseitigt oder an Dritte weitergeben werden sollen, sowie gegebenenfalls die erforderliche Meldung an die Aufsichtsbehörde

Fortsetzung Tabelle 1:

Deutsche Bezeichnung	Schweizer Bezeichnung	Begriffsdefinition
	Freimessung	Messungen zum Nachweis, dass die Bedingungen der Inaktivität eingehalten werden.
Herausgabe gemäss [1]		Auf Eigenverantwortung des zuständigen Strahlenschutzpersonals durchgeführte Herausgabe von nicht kontaminierten oder aktivierten Materialien (nicht freigabepflichtig) aus einem Strahlenschutzbereich
Befreiung gemäss [1]		Verwaltungsakt (siehe §7 AtG), der als Voraussetzung für die Entsorgung von atomrechtlich genehmigten Gegenständen/Stoffen erforderlich ist
Herausbringen im Sinne von §44 Abs 3 StrlSchV		Aufgrund nachgewiesener Kontaminationsfreiheit (und somit ebenfalls nicht freigabepflichtig) erfolgte Herausgabe von beweglichen Gegenständen, wie Werkzeuge, Messgeräte oder Kleidung, zur Handhabung oder sonstigen Verwendung ausserhalb von Strahlenschutzbereichen
Strahlenschutzbereiche	(Überwachter Bereich bei Kernanlagen gemäss HSK-R-07 [5], inkl. kontrollierte Zonen)	genehmigungs- und anzeigebedürftige Tätigkeiten dürfen ausschliesslich in diesen Bereichen durchgeführt werden.
Überwachungsbereiche gemäss §36 Abs. 1 Nr.1 StrlSchV		Nicht zum Kontrollbereich (s.u.) gehörende betriebliche Bereiche, in denen Personen eine effektive Dosis von mehr als 1 mSv/Kalenderjahr erhalten können
	Kontrollierte Zonen	betriebliche Bereiche, in denen Personen eine effektive Dosis von mehr als 1 mSv/Jahr erhalten können
	Kontrollierte Zonen Typ 0 nach [5]	Bereiche in denen Kontaminationen im Normalbetrieb ausgeschlossen sind
	Kontrollierte Zonen Typ 1-4 nach [5]	Kontaminationen möglich. Der Zonentyp zeigt den möglichen Kontaminationsgrad an.
Kontrollbereiche gemäss §36 Abs. 1 Nr.2 StrlSchV		betriebliche Bereiche, in denen Personen eine eff. Dosis von mehr als 6 mSv/Kalenderjahr erhalten können
Sperrbereiche §36 Abs. 1 Nr.3 StrlSchV		Die Ortsdosisleistung kann mehr als 3 mSv/h betragen

Weitere interessante Gegenüberstellungen der in der Schweiz zu Deutschland unterschiedlichen Bezeichnungen im Strahlenschutz sind in [6] enthalten.

3. Inaktivfreigabe-Kriterien

Ausgehend von dem 10 microSv/y-Konzept der Basic Safety Standards [7] wurden in der StSV (Anhänge 2 und 3) die Kriterien bestimmt, oberhalb derer ein Stoff, Gegenstand oder Abfall in den Geltungsbereich der StSV fällt. Die daraus abgeleiteten Bedingungen für die Inaktivitätsfreigabe sind in der Richtlinie HSK-R-13 mit allen Ausnahmen und Sonderbedingungen festgelegt und werden hier nicht weiter ausgeführt. Eine ausführliche Erläuterung des Richtlinien-Inhalts ist in Referenz [8] zu finden. Ein Beispiel ist im Beitrag 73 zu diesem Tagungsband von Ch. Schuler enthalten. Der deutlichste Unterschied zu den deutschen Freigabewerten, die sich auf spezifische Aktivität und Oberflächenkontamination beziehen, liegt in dem zusätzlichen schweizerischen Kriterium für die Dosisleistung. Dieses Kriterium kompensiert die vergleichsweise höheren schweizerischen Freigrenzen für die spezifische bzw. absolute Aktivität bei wichtigen Gamma-Strahlern (siehe hierzu ebenfalls [8]).

4. Verantwortung des Bewilligungsinhabers

In der Schweiz liegt, rein juristisch gesehen, die Verantwortung für die Inaktivfreigabe von Materialien allein beim Bewilligungsinhaber einer Kernanlage. Dieser muss durch qualitätssichernde Massnahmen gewährleisten, dass die Inaktivfreigabe eigenverantwortlich und gesetzeskonform durchgeführt werden kann. Hierzu gehören

- die klare Delegation an eine für die Inaktivfreigabe generell verantwortliche Person, welche durch Ausbildung, Weiterbildung und Erfahrung den genügenden Sachverstand für die komplexe Inaktivfreigabe-Problematik besitzt (deutsch: Strahlenschutzbeauftragter, schweiz.: Strahlenschutzsachverständiger),
- je nach Häufigkeit der Freimessungen die Einstellung und Instruktion von entsprechend sachkundigem Personal (Mindestausbildung Strahlenschutz-Fachkraft), welches den Nachweis der Inaktivität und Herausgabe aus der kontrollierter Zone durchführt,
- die Bereitstellung der erforderlichen Hilfsmittel, wie Messgeräte (geeicht, kalibriert und funktionsgetestet gemäss den Weisungen des Bundesamtes für Metrologie und Akkreditierung), untergrundstrahlungsarmen Freimessplatz, ausreichend Gebinde und Lagerfläche,
- die Beschreibung des Vorgehens in QM-Vorschriften inklusive der Charakterisierung und gegebenenfalls Vorbereitung des Messguts, Wahl der Messmethoden und Messgeräte, Bestimmung des Messumfangs sowie Dokumentation und Meldeverfahren.

5. Aufsichtsverfahren

In der Schweiz sind folgende Behörden für die Aufsicht im Strahlenschutz beauftragt; Das Bundesamt für Gesundheit, die schweizerische Unfallversicherungsanstalt sowie die Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK). Die Eigenverantwortung des Betreibers entbindet diese Aufsichtsbehörden nicht von der Verantwortung. Aus diesem Grund werden die oben genannten qualitätssichernden Massnahmen von Zeit zu Zeit überprüft. Zudem wird die Ausbildung und Ernennung von Strahlenschutzpersonal unter der Aufsicht dieser schweizerischen Behörden durchgeführt.

In den Kernanlagen fallen relativ zu den anderen strahlenschutzrelevanten Betrieben der Schweiz am meisten Material pro Anlage an, welches einer Inaktivfreigabe unterzogen werden muss. Aus diesem Grund werden von der HSK drei verschiedene Aufsichtsverfahren je nach Gewicht oder Volumen der Materialmenge angewendet (siehe Tabelle 2). Bei grösseren Materialmengen mit nahezu gleich bleibenden Eigenschaften, wie es beispielsweise beim Rückbau von Kernanlagen anfällt, bietet sich es für den Betreiber an, die Freigabe eines

klar umschriebenes Inaktivfreigabe-Verfahrens, wie es im Anhang der Richtlinie HSK-R-13 erwähnt ist, zu beantragen. Die behördliche Freigabe des Verfahrens erlaubt dem Betreiber während der Kampagne eigenverantwortlich das freigemessene Material direkt abzutransportieren. Statt der bei jedem Transport 10 Arbeitstage vorausgehenden Meldung an die HSK, berichtet der Antragsteller nur periodisch über die abtransportierten Mengen. Die bei grossen Materialmengen schwierig zu realisierende Aufbewahrung fällt dadurch weg.

Für die Freigabe eines Inaktivfreigabe-Verfahrens sind folgende Unterlagen einzureichen:

- Charakterisierung des Messguts (erwarteter Nuklidvektor der nachzuweisenden künstlichen Aktivität, natürliche Eigenaktivität, Gesamtmenge, Art und Form des Messguts)
- Beschreibung der Messmethode inklusive der spezifischen Kalibrierung der Messgeräte mit eventueller Überprüfung der Kalibrierungen
- Messvorschrift für das zuständige Personal
- Terminplan der Freimessungen

Tab. 2: Aufsichtsverfahren der HSK bei der Inaktivfreigabe.

Materialmenge	**Instrumente der Aufsicht**	**Häufigkeit**
Materialmengen < 1 m^3 bzw. < 1 Mg , wie z.B. täglich anfallende Abfälle oder Spezialwerkzeuge, die temporär in der kontrollierten Zone eingesetzt waren	Angemeldete und unangemeldete **Inspektionen** der Aufsichtsbehörde inklusive eigener Stichprobenmessungen, **periodische Berichterstattung** über die freigegebenen Gesamtmenge (Schätzungen) zuhanden der HSK	Durchschnittlich eine Inspektion bei ca. 20000 Inaktivfreigaben von jeweils durchschnittlich 5 kg pro Jahr pro Kernanlage.
Materialmengen > 1 m^3 bzw. > 1 Mg, die aus einem Prozess anfallen	Zusätzlich zu den oben genannten Inspektionen: **Meldung der Inaktivfreigabe an die HSK** durch den Betreiber mit dem Freigabeprotokoll aus der Richtlinie HSK-R-13 zehn Arbeitstage vor dem Abtransport. Die HSK teilt dem Betreiber aufgrund der eingereichten Unterlagen mit, ob sie vor dem Abtransport eine Inspektion und allenfalls Kontrollmessungen durchführen wird. Dadurch wird die Aufbewahrung des freigegebenen Materials für 10 Tage auf dem Betriebsareal notwendig.	Im Durchschnitt erfolgen 33 ± 8 Meldungen pro Jahr von den Kernanlagen an die HSK. Bei ca. jeder vierten gemeldeten Inaktivfreigabe wird eine Inspektion durchgeführt. Die Gesamtmenge aller gemeldeten Inaktivfreigaben liegt zwischen 200 und 1000 Mg/a.
grosse Materialmengen (> ca. 50 m^3 Volumen) mit einheitlichen Eigenschaften, wie sie beispielsweise beim Rückbau kerntechnischer Anlagen anfallen	Anstelle der bei jedem Abtransport zu erfolgenden Meldung sowie der Aufbewahrung besteht die Möglichkeit der behördlichen **Freigabe eines Inaktivfreigabe-Verfahrens**, welches spezifisch auf eine begrenzte Kampagne anzuwenden ist.	Seit 2002 wurden 6 Inaktivfreigabe-Verfahren beantragt. Neben der Überprüfung der eingereichten Unterlagen wurden jedes Mal Inspektionen durchgeführt. Jede dieser Kampagnen umfasste mindesten 300 Mg bzw. 100 m^3 Material.

Ein weiteres Aufsichtsinstrument wird in dem Fall eingesetzt, wenn an dem vom Betreiber formell als inaktiv freigegebenen Material anlässlich einer HSK-Inspektion eine abweichende Beurteilung betreffend Freigabefähigkeit entdeckt wird. Konkret wird eine Überschreitung der Freigabekriterien als ein meldepflichtiger Befund eingestuft, d.h. der Betreiber hat in diesem Fall die Überschreitung in einem Bericht zu erklären und Verbesserungsmassnahmen vorzuschlagen. Da die Freimessmethoden jedoch grosse Messungenauigkeiten aufweisen können, werden nur die Überschreitungen als meldepflichtige Befunde betrachtet, die grösser als einen Faktor 2 sind.

6. Erfahrungen mit der Freigabe von Inaktivfreigabe-Verfahren

Die erste Kampagne mit grossen Mengen einheitlichem Material ergab sich bei der Inaktivfreigabe von dekontaminierten Wärmetauscherröhren aus dem Kernkraftwerk Mühleberg (KKM). Das zur Freigabe beantragte Messverfahren schloss zum ersten Mal in der Schweiz die Nutzung einer Freimessanlage mit einem maximalen Messgutvolumen von ca. 1 m^3 ein. Die von einem Ingenieurbüro im Auftrag von KKM durchgeführte, erste Kalibrierung der Anlage war leider nicht nachvollziehbar. Die Kalibrierung wurde durch das PSI-Eichlabor wiederholt und am Messgut mit speziell präparierten Quellen überprüft. Die Nachweisgrenzen lagen deutlich tiefer als der spezifische Aktivitätsgrenzwert (gemittelt über 100 kg). Sogar die Einhaltung des Kontaminationsrichtwerts (gemittelt über 100 cm^2) konnte nachgewiesen werden. Nicht nachvollziehbar war dagegen der Algorithmus der Freimessanlage für die Bestimmung der Dosisleistung in 10 cm Abstand vom Messgut. Der angezeigte Wert ergab in vielen Fällen eine Überschätzung des tatsächlich mit Handmessgeräten festgestellten Werts. Das Inaktivfreigabe-Verfahren wurde unter der Auflage, dass jeder Messung in der Freimessanlage eine zusätzliche DL-Handmessung folgt, von der HSK freigegeben.

Eine zweite „grosse“ Freimessanlage wurde zur Überprüfung von leeren Abfallfässern eingesetzt. Dabei handelte es sich nicht um eine Inaktivfreigabe-Kampagne zum Zweck der anschliessenden Verwendung ausserhalb von Kernanlagen, sondern es sollte nur der radiologische Zustand der Fässer erfasst werden, bevor die Einlagerung im Zwischenlager Würenlingen erfolgte. Das in diesem Fall mit der Kalibrierung ebenfalls beauftragte PSI-Eichlabor hatte somit Gelegenheit diese damals modernste Freimessanlage der Schweiz gründlich zu testen. Die Fähigkeit, die Einhaltung des Kontaminationsrichtwerts an den leeren Fässern nachzuweisen, wurde bestätigt. Parallel dazu beauftragte die HSK einen weiteren Sachverständigen um den Algorithmus zur DL-Bestimmung zu überprüfen. Das Ergebnis dieser Überprüfung war leider negativ. Die DL-Bestimmung beruhte auf einer indirekten Berechnung aus der ermittelten Aktivität unter sehr konservativen Annahmen. Damit stand fest, dass beide bislang untersuchten Freimessanlagen das Freigabekriterium - Netto-Dosisleistung < 0,1 microSv/h in 10 cm Abstand - nicht bestimmen konnten.

Die bei der Messung der leeren Fässer eingesetzte Freimessanlage wurde bei ihrem zweiten Einsatz am Paul Scherrer Institut für die Inaktiv-Freigabe von Büromaterial kalibriert. Dieses stammte aus einem überwachten Bereich des PSI-Hotlabors, in dem der Umgang mit radioaktiven Quellen ausgeschlossen sein sollte. Nach der Freigabe des Verfahrens im Herbst 2004 wurden rund 100 Paletten mit Ordner, Zeitschriften und Altpapier mittels der Freimessanlage kontrolliert. Als Erfolg dieser Kampagne konnte der Fund einer Th-Metallfolie durch das Messpersonal verbucht werden. Die Folie mit einer Gesamtaktivität von rund dem sechsfachen der Freigrenze stammte vermutlich aus einer mehrere Jahrzehnte zurückliegenden Experimentierphase.

Zwei weitere Freigaben betrafen die Inaktivfreigabe-Kampagnen beim Rückbau des zur biologischen Abschirmung anfallenden Materials aus den ehemaligen Forschungsreaktoren SAPHIR und DIORIT des PSI. Die Problematik bei der Kalibrierung wird im Beitrag von Ch. Schuler in diesem Tagungsband speziell erläutert. Im ersten Fall handelt es sich um Füllkies mit einer hohen Eigenaktivität, welcher während des Betriebs vor 1980 eventuell mit Reaktorbeckenwasser kontaminiert wurde. Da es sich beim Messgut um Schüttgut handelt, brauchte hierbei das Oberflächenkontaminationskriterium nicht berücksichtigt werden. Die HSK hat basierend auf der nachvollziehbaren Beschreibung der Kalibrierung sowie aufgrund der positiven Überprüfungen das Verfahren zur Bestimmung der spezifischen Aktivität mit einer deutlich unter dem Grenzwert liegenden Nachweisgrenze freigegeben. Die Kampagne mit insgesamt rund 1000 Einzelmessungen a maximal 300 kg wurde Ende 2004 abgeschlossen. Keine einzige Messung deutete auf das Vorhandensein künstlicher Radioaktivität hin. Einzig ein wegen dreifach überhöhter Eigenaktivität an K-40 erkennbarer Findling aus Granit wurde vom PSI-Messpersonal aus dem Messgut mithilfe der dreidimensionalen Positionsanzeige der Freimessanlage separiert.

Im zweiten Fall geht es um Baryt- und Colemanit-Beton aus dem Rückbau des Forschungsreaktors DIORIT des PSI. Die ca. 1000 Mg schwere biologische Abschirmung besteht zu wenige Prozent aus schwach aktiviertem Material. Der meiste Beton ist inaktiv. Um dies nachzuweisen wurde die Kalibrierung der schon nun mehrfach verwendeten Freimessanlage für den anfallenden Betonschutt umgerüstet. Da die Eigenaktivität des Materials geringer ist als beim SAPHIR-Füllkies ist dieser Teil der Messkampagne unkritisch. Ein zweiter Teil des Inaktivfreigabe-Verfahrens besteht aus der Abschätzung der spezifischen Aktivität an grösseren Betonbrocken durch Messungen mit Kontaminationsmonitoren. Zu diesem Zweck wurde vom PSI die Handfreimessmethode entwickelt und in einer Technischen Mitteilung beschrieben. Nach der Überprüfung und kleiner Korrekturen konnte das gesamte Verfahren (Messungen an Schutt mit Freimessanlage und tragbaren Dosisleistungs-Messgeräten, sowie die Handmessungen an Betonbrocken mittels Kontaminationsmess-geräten) durch die HSK freigegeben werden. Die ersten 180 Mg Beton wurden bis März 2005 als inaktives Material freigegeben. Mittels der Freimessanlage konnten einzelne aktivierte Metallstücke aus dem Betonschutt getrennt werden.

Das sechste seit der Inkraftsetzung der Richtlinie HSK-R-13 beantragte Verfahren betraf im Gegensatz der oben erläuterten Verfahren nicht den Einsatz von Freimessanlagen.

Bei allen Verfahren wurden jeweils mehrere Inspektionen durch die HSK mit eigenen Messungen mittels Handmessgeräten und Laboruntersuchungen durchgeführt. Die HSK konnte stets Übereinstimmung mit den vom Betreiber protokollierten Messwerten attestieren. Die bei den ersten Verfahren unvollkommenen Antragsunterlagen wurden im Laufe der weiteren Anträge verbessert. Das mit der Freimessung beauftragte Personal kann die Aufgaben dank guter Messvorschriften und sachverständiger Unterstützung reibungslos durchführen.

7. Resumee und Ausblick

Die positiven Erfahrungen zeigen, dass, basierend auf der modernen Messtechnik, der hohen Eigenverantwortung des Betreibers und des vereinfachten behördlichen Aufsichtsverfahrens, grosse Materialmengen

- gesetzeskonform, da mit Freimessanlagen 100%ig und mit deutlichem Abstand zwischen Grenzwert und Nachweisgrenze, sowie
- praktikabel, da sicher zeitlich einplanbar und logistisch einfach realisierbar,

freigemessen und aus den kontrollierten Zonen entfernt werden können. Dieses Verfahren setzt jedoch voraus, dass das zuständige Personal der Kernanlage die dementsprechende Kompetenz durch Aus- und Weiterbildung erhält und moderne Messtechniken zur Verfügung gestellt werden. Um die behördliche Freigabe von Inaktivfreigabe-Verfahren, deren Erteilung oft innerhalb einer begrenzten Zeitspanne notwendig sind, als Aufsichtsinstrument zukünftig einsetzen zu können, muss der Sachverstand bei der Aufsichtsbehörde auf dem Stand von Wissenschaft und Technik gehalten werden. Die „Freigabe eines Inaktivfreigabe-Verfahrens“ wird als wesentliches Aufsichtsinstrument in KEV oder StSV konkret verankert werden müssen.

Trotz der positiven Erfahrungen mit der Inaktivfreigabe in den Kernanlagen der Schweiz muss allen Beteiligten die Bedeutung immer wieder in Erinnerung gerufen werden. Die Entdeckung einer ungesetzlichen Beseitigung von radioaktivem Material könnte, neben einem Imageschaden für die gesamte Branche, auch zu rigideren Freigabe-Kriterien bzw. Aufsichtsverfahren führen.

8. Literaturverzeichnis

[1] J. Hesse, M. Holl, P. Jung, K. Schiffer, S. Thierfeldt, “Freigabe gemäss § 29 StrlSchV, Herausbringen gemäss § 44 Abs.3 StrlSchV und Herausgabe nicht radioaktiver Stoffe“, Strahlenschutzpraxis, Heft 3/2004

[2] (schweizerische) Strahlenschutzverordnung (StSV) vom 22. Juni 1994 (Stand am 19. Dez. 2001), systematische Rechtssammlung 814.501;
Internet: http://www.admin.ch/ch/d/src814_501.html

[3] (schweizerische) Kernenergieverordnung (KEV) vom 10. Dezember 2004, systematische Rechtssammlung 732.11; Internet: http://www.admin.ch/ch/d/sr/c732_11.html

[4] (schweizerische) Richtlinie der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK-R-13; „Inaktivfreigabe von Materialien und Bereichen aus kontrollierten Zonen (Freimessrichtlinie)“, Internet: http://www.hsk.ch/deutsch/files/pdf/R-013_D.pdf

[5] (schweizerische) Richtlinie der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK-R-07; „Richtlinie für den überwachten Bereich der Kernanlagen …“, Internet: http://www.hsk.ch/deutsch/files/pdf/R-007_D.pdf

[6] A. Neu; Radioaktivität und Strahlung – Grenzwerte und Richtwerte; Publikationsreihe FORTSCHRITTE IM STRAHLENSCHUTZ, FS-03-124-AKU, September 2003

[7] International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and Safety of Radiation Sources, Safety Series No. 115, IAEA,1996

[8] F. Cartier, A. Leupin; Die neue schweizerische Freimessrichtlinie R-13: Inaktivfreigabe von Materialien und Bereichen aus kontrollierten Zonen, Tagungsband des 3. Symposiums „Freigabe von radioaktiven Stoffen aus dem Geltungsbereich des Atomgesetzes“ TÜV NORD AKADEMIE Hamburg, ISBN 3-9333402-09-3

KALIBRIERSYSTEMATIK FÜR DAS AUTOMATISCHE FREIMESSEN VON SCHÜTTGUT MIT NATÜRLICHER AKTIVITÄT AUS DEM REAKTOR-RÜCKBAU

CALIBRATION SYSTEMATICS FOR AUTOMATED CLEARANCE MEASUREMENTS OF NATURAL RADIOACTIVITY CONTAINING BULK MATERIAL FROM REACTOR DISMANTLING

Ch. Schuler, T. Schange, G. Butterweck

Paul Scherrer Institut, Abt. Strahlenschutz und Sicherheit, CH-5232 Villigen PSI

Zusammenfassung *— Die Freimessanlage RADOS RTM644lnc erlaubt die Freimessung von grossen Materialmengen. Ist dieses Material frei von „natürlicher" Eigenaktivität, so stellt die Kalibrierung der Anlage wenige Probleme. Für die Freimessung von Material mit Eigenaktivität ist jedoch eine besonders sorgfältige und daher auch aufwendigere Kalibriertechnik notwendig, damit die Freimessanlage die Eigenaktivität von einer eventuell vorhandenen Fremdaktivität zuverlässig abzieht und so eine fehlerhafte Freimessung vermieden wird.*
Für die maschinelle Freimessung der Abschirmmaterial-Schüttgüter von Kernreaktoren, welche gegenwärtig am Paul Scherrer Institut rückgebaut werden, wurde eine besondere Kalibriersystematik entwickelt. Sie umfasst die genaue Bestimmung des Eigenaktivität-Abzuges durch die Freimessanlage, die Kalibrierung aus dem Schüttgutmaterial sowie die Einstellung und Überprüfung der für eine uneingeschränkte Freigabe des Materials notwendigen Parameter. Es wird an dem Beispiel einer Kalibrierung aufgezeigt, dass gerade bei Fremdaktivität-Nuklidvektoren mit für die Freimessanlage nicht messbaren Nukliden ohne exakten Abzug der Material-Eigenaktivität das Material nicht freimessbar wäre.

Summary *— The clearance measuring system RADOS RTM644lnc is constructed for clearance measurements of large amounts of material. The calibration of the system poses no severe problems, as long as the material for which the calibration is intended is free of naturally occuring radioactivity. If this is not the case, a sophisticated and elaborated calibration technique is necessary to guarantee a clearance according to the legal requirements without any restrictions.*
The actual dismantling of nuclear reactors at Paul Scherrer Institut delivers large amounts of radiation shielding bulk material in the form of gravel and colemanite concrete. Both materials contain naturally occuring radioactivity. A special calibration systematics for the clearance measuring system was therefore developed containing the exact determination of the naturally occuring radioactivity by means of the clearance measuring system, the calibration by means of a phantom made from the clearance material as well as the implementation and control of the parameters which are essential for an unrestricted material clearance. If the nuclide vector of the potentially contaminated or activated material contains nuclides not measurable for the clearance measuring system, the exact subtraction of the naturally occuring radioactivity is unevitable in order to avoid faulty clearance measuring results.

Schlüsselwörter *— Freimessanlage, Eigenaktivität, Kalibrierung, uneingeschränkte Freigabe*
Keywords *— Clearance measuring system, calibration, natural radioactivity, clearance*

1. Einleitung

Beim Rückbau der biologischen Schutzschilde von zwei ehemaligen Kernreaktoren am Paul Scherrer Institut fällt Material in Form von Schüttgut an, welches für die maschinelle Frei-

messung geeignet ist. Der Schutzschild des Schwimmbad-Reaktors SAPHIR (SR) bestand aus Füllkies, einem so genannten Wandkies, welcher beim Bau des Reaktorgebäudes aus dem Untergrund ausgehoben wurde. Beim Schwerwasser-Reaktor DIORIT (DI) wurde die Strahlung mit Colemanit- und Baryt-Schwerbeton abgeschirmt. Der Rückbau dieses Schwerbetons geschieht über eine hydraulische Sprengtechnik, welche infolge der Konsistenz des Betons neben grösseren Platten auch grosse Mengen von Beton-Schüttgut liefert.
Beide freizumessenden Schüttgüter stellen aufgrund ihrer „natürlichen“ Eigenaktivität und den durch Strahlenschutzverordnung und Freimessrichtlinie HSK-R-13 gegebenen Vorgaben besondere Anforderungen an die für die Kalibrierung der Freimessanlage angewendete Technik. Für die Freimessung der Abschirmmaterial-Schüttgüter mit der Freimessanlage RADOS RTM644*lnc* (Abb. 1) wurde deshalb eine besondere Kalibriersystematik entwickelt, welche nachfolgend als Konzept beschrieben wird.

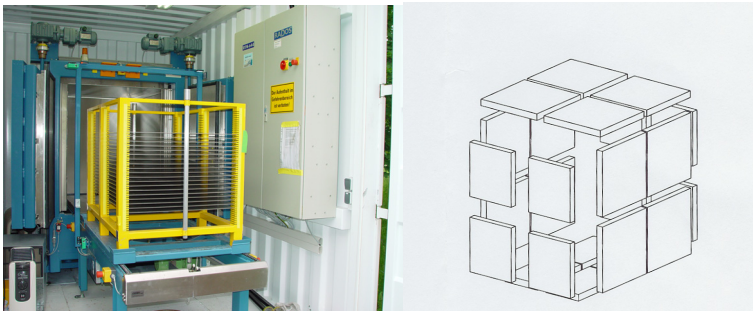


Abbildung 1: Ansicht der Freimessanlage RTM644lnc mit dem Metallplatten-Kalibrierphantom (links). Der rechte Teil der Abbildung zeigt den durch die 24 Detektoren der Freimessanlage aufgespannten „Detektorraum“ (Gesamtdetektorvolumen: 240 l).

2. Voraussetzungen für die Kalibrierung

2.1 Legale Vorgaben

Die Kriterien für die Inaktivfreigabe von Materialien sind in Anhang 2, StSV [1], gegeben. Material darf nur dann als inaktiv freigegeben (d.h. aus dem Geltungsbereich der StSV entlassen) werden, wenn die nuklidspezifische Freigrenze für die spezifische Aktivität und der nuklidspezifische Richtwert für die Flächenaktivität (Oberflächenkontamination) nach Anhang 3, StSV [1], nicht überschritten wird sowie die Netto-Ortsdosisleistung in 10 cm Entfernung von der Oberfläche 0.1 µSv/h nicht übersteigt. Dem freizumessenden Material adäquate Präzisierungen zu Anhang 2, StSV [1], sind in der Richtlinie HSK-R-13 [2] formuliert. So kann für Schüttgut wie zerkleinerte Baustoffe, Sand, Kies, Granulat u. ä. die Messung der Flächenaktivität entfallen, da die Oberfläche dieser Schüttgüter nicht definiert ist. Die Messung der Ortsdosisleistung in 10 cm Entfernung hat als „abdeckende Messung aller gut zugänglichen Oberflächen“ zu geschehen und wird deshalb in der Praxis an der Oberfläche des maschinell freigemessenen Schüttguts von ungefähr 15 bis 20 Tonnen Masse durchgeführt, welches sich abtransportbereit in einer Lastwagenmulde befindet.
Die maximale, nach der Richtlinie HSK-R-13 [2] zugelassene Mittelungsmasse für die spezifische Aktivität beträgt für Schüttgut 100 kg.

2.2 Nuklidvektoren und Freigrenzen

Die aus den Nuklidvektoren nach der Summenregel (Anhang 1, StSV [1]) abzuleitenden mas-

senspezifischen Freigrenzen sind für den Füllkies SR in Tab. 1 und für den Colemanitbeton DI in Tab. 2 aufgeführt.

Tabelle 1: Nuklidvektor und massenspezifische Summen-Freigrenze für den Füllkies SR

Nuklid	Freigrenze [Bq/g]	Anteile NV [ ]	Anteile S-Freigrenze [g/Bq]
Cs-137	0.80	0.12	0.15
Tc-99	10.0	0.77	0.08
Sr-90	0.40	0.11	0.27
Summe		1.00	0.49
		S-Freigrenze: 2.02 Bq/g	

Tabelle 2: Nuklidvektor und massenspezifische Summen-Freigrenze für den Colemanitbeton DI

Nuklid	Freigrenze [Bq/g]	Anteile NV [ ]	Anteile S-Freigrenze [g/Bq]
H-3	200	0.00	0.000
Fe-55	30.0	0.06	0.002
Co-60	1.00	0.43	0.433
Ni-63	70.0	0.21	0.003
Cs-134	0.50	0.00	0.000
Cs-137	0.80	0.00	0.000
Ba-133	10.0	0.19	0.019
Eu-152	7.00	0.08	0.012
Eu-154	5.00	0.03	0.005
Pu-239	0.04	0.00	0.000
Am-241	0.05	0.00	0.000
Summe		1.00	0.474
		S-Freigrenze: 2.11 Bq/g	

2.3 Kalibrierphantome

Abbildung 1 zeigt das einfahrbereite Metallplatten-Kalibrierphantom (Plattenphantom) vor der Freimessanlage. Erste Kalibrierungen für das Messgut Füllkies SR erfolgten mit diesem Plattenphantom. Überprüfungen dieser Kalibrierungen erbrachten jedoch massive Unterschätzungen der zur Überprüfung im Messgut vorgelegten Aktivitäten. Als Hauptursache für die mit dem Plattenphantom bestimmten zu hohen Empfindlichkeiten ist die Absorptionscharakteristik des Plattenphantoms anzusehen, welche nicht derjenigen des Kieses entspricht.
Aufgrund dieser Erfahrungen wurde von der Verwendung des Plattenphantoms für Kalibrierungen der beiden Schüttguttypen Abstand genommen und als Kalibriermasse das Messgut selbst verwendet. Die für Füllkies SR und Colemanitbeton DI hergestellten Kalibrierphantome mit fremdaktivitätsfreiem Material sind in Abb. 2 gezeigt.

Abbildung 2: Ansicht der Messgut-Kalibrierphantome für Füllkies SR (links) und Colemanitbeton DI (rechts). Die Stahlmulden fassen je nach Füllhöhe ca. 300 – 320 kg Material. Als Messgutträger dienen eigenaktivitätsfreie Kunststoff-Paletten im EURO-Format.

2.4 Rechenformalismus

Voraussetzung für eine erfolgreiche Kalibriersystematik ist eine fundierte Kenntnis des in der Freimessanlage implementierten Rechenganges. Der Formalismus ist deshalb nachfolgend aufgeführt. Zum näheren Verständnis der Formeln und der darin enthaltenen Korrelationsfaktoren sind allerdings die Erläuterungen des Anlagen-Handbuches notwendig [3]. Beim Messkanal 25 handelt es sich um den so genannten (virtuellen) Summenkanal.

Grundkalibrierung:

$$\Omega(i) = \frac{A_{grund}}{R_{net}(i)} \quad \text{für i = 1…25} \tag{1}$$

mit:

$\Omega(i)$ = Kalibrierfaktor der Grundkalibrierung für Messkanal i

A_{grund} = Aktivität des Co-60-Punktkalibrierstrahlers

$R_{net}(i)$ = Nulleffektbereinigte Impulsrate für Messkanal i

Höhen- oder Messgutkalibrierung:

$$q(i) = \frac{A_{kal}}{R_{mittel}(i) \times \Omega(i)} \quad \text{für i = 1…25} \tag{2}$$

mit:

$q(i)$ = detektorunabhängiger Kalibrierfaktor oder Geometriefaktor für Messkanal i

A_{kal} = Aktivität des Co-60-Kalibrierstrahlers

$R_{mittel}(i)$ = gemittelte und für den abgesenkten Nulleffekt bereinigte Impulsrate für Messkanal i

Umrechnung der „natürlichen" Aktivität des Messguts in eine Impulsrate:

$$R_{eig}(i) = \sum_{j=1}^{n} \frac{A_{nat(j)} \times M_{net} \times C_{\ln c(j)}}{\Omega(i) \times q(i)} \quad \text{für i = 1…25} \tag{3}$$

mit:

$R_{eig}(i)$ = Impulsrate für die „natürliche" Aktivität für Messkanal i

$A_{nat(j)}$ = spezifische Aktivität des „natürlichen" Nuklids j

M_{net} = Nettomasse des Messguts

$C_{\ln c(j)}$ = Korrelationsfaktor des „natürlichen" Nuklids j

Berechnung der bereinigten Nettoimpulsrate:

$$R_n(i) = R_g(i) - [R_0(i) - R_{Abs}(i)] - R_{eig}(i) \quad \text{für i = 1…25} \tag{4}$$

mit:

$R_n(i)$ = bereinigte Nettoimpulsrate für Messkanal i

$R_g(i)$ = gemessene Impulsrate für Messkanal i

$R_0(i)$ = Nulleffektimpulsrate für Messkanal i

$R_{Abs}(i)$ = Impulsrate für die Nulleffektabsenkung durch das Messgut für Messkanal i

Berechnung der Co-60-Äquivalentaktivität:

$$A_{Äqu}(i) = \frac{R_n(i) \times \Omega(i) \times q(i) \times \sum_{j=1}^{g} Z_g(j)}{\sum_{j=1}^{g} C_{\ln c}(j) \times Z_g(j)} \quad \text{für i = 1…25} \tag{5}$$

mit:

$A_{Äqu}(i)$ = Co-60-Äquivalentaktivität für Messkanal i

$\sum_{j=1}^{g} Z_g(j)$ = Summe der Anteile aller messbaren Nuklide j am Nuklidvektor

$C_{\ln c}(j)$ = Korrelationsfaktor des einzelnen messbaren Nuklids j

$Z_g(j)$ = Anteil des einzelnen messbaren Nuklids j am Nuklidvektor

Berechnung der Gesamtaktivität:

$$A_{Ges}(i) = \frac{A_{Äqu}(i) \times \sum_{j=1}^{n} Z(j)}{\sum_{j=1}^{g} Z_g(j)} \tag{6}$$

mit:

$A_{Ges}(i)$ = Gesamtaktivität für Messkanal i

$\sum_{j=1}^{n} Z(j)$ = Summe der Anteile aller Nuklide j am Nuklidvektor

3. Kalibriersystematik

3.1 Grundkalibrierung

Die so genannte Grundkalibrierung der Freimessanlage wird in sechs einzelnen Messungen durchgeführt, wobei der Co-60-Punktstrahler aus Gründen der erwünschten Reproduzierbarkeit auf die markierte Mitte der jeweils vier Detektoren gegenüberliegenden Messkammerwand platziert wird [3]. Das Ergebnis sind die Grundkalibrierfaktoren Ω(i) (siehe Gl. 1).

3.2 Bestimmung der Nulleffekt-Absenkung durch das Messgutphantom

Die Absenkung des Nulleffekts nach Einbringen des Messgutphantoms in die Messkammer der Freimessanlage kann nur mit strahlungsfreien Körpern gemessen werden. Deshalb muss

für die Ermittlung dieses Effekts anstelle des gefüllten Messgutphantoms das massenidentische Plattenphantom verwendet werden. Der Effekt unterschiedlicher Geometrie von Plattenphantom und Messgutphantom wird dabei vernachlässigt.

3.3 Messung der Eigenaktivität des Messgutphantoms

Die detektorindividuellen Eigenaktivitätszählraten des Messguts werden mit der Freimessanlage bestimmt. Die gemessenen Eigenaktivitätszählraten werden bezüglich des Effektes der Nulleffektabsenkung korrigiert, indem die nach 3.2 gemessenen Untergrundabsenkungsraten zu den Netto-Eigenaktivitätszählraten (im Messprotokoll der Freimessanlage ohne Untergrundabsenkung aufgeführt) addiert werden.

3.4 Höhenkalibrierung

Die Höhen- oder Messgutkalibrierung in Form einer „Volumenkalibrierung“ geschieht mittels Einbringen eines Co-60-Flächenkalibrierstrahlers (∅ 51 cm) in drei unterschiedlichen Positionen im Messgutkörper.
Um die störende Eigenaktivität des Messgutphantoms bei den Kalibriermessungen zu kompensieren, müssen die vom Freimessanlage-System erhaltenen Kalibrierfaktoren detektorindividuell editiert werden. Dazu werden die gemessenen Netto-Impulssummen aus der Kalibriermessung in eine Rate umgerechnet. Von dieser Netto-Zählrate, vom System bereits für den abgesenkten Nulleffekt korrigiert, wird detektorweise die absenkungskorrigierte Eigenaktivitätszählrate subtrahiert und aus der vorgelegten Aktivität des Kalibrierstrahlers ein detektorspezifischer Kalibrierfaktor berechnet. Durch Division mit dem Faktor $\Omega(i)$ aus der Grundkalibrierung (siehe Gl. 1) wird der gesuchte Geometriefaktor $q(i)$ (siehe Gl. 2) für jeden Detektor erhalten, der dann in das System eingegeben werden kann.

3.5 Eingabe der Eigenaktivität in das Freimessanlage-System

Das Freimessanlage-System verlangt für den korrekten Abzug der Eigenaktivität zwingend die Eingabe einer spezifischen Aktivität (siehe Gl. 3). Deshalb wird mit der nach $A_{nat(j)}$ aufgelösten Gl. 3 für den Summenkanal und mit dem Korrelationsfaktor für K-40 die spezifische Aktivität berechnet und als spezifische Aktivität für das Nuklid K-40 in das System eingegeben.

3.6 Überprüfung der Kalibrierung und des Eigenaktivitätsabzuges

Grundsätzlich erfolgt jede Überprüfung einer Kalibrierung durch das Einbringen von Strahlern bekannter Aktivität in das Messgutphantom oder in eine Charge des Messguts, wobei die vorgelegte Aktivität von der Freimessanlage nachgewiesen werden muss. Für diese Kontrollen wird vorzugsweise der verwendete Kalibrierstrahler herangezogen. Wird er an einer der Kalibrierpositionen in das Messgut eingebracht, so sollte die eingebrachte Aktivität im Rahmen der Messunsicherheit vom Freimessanlage-System nachgewiesen werden können.
Da auf dem Messprotokoll auch der Eigenaktivitätsabzug in Form einer Impulsrate ausgegeben wird, lässt sich dieser Abzug ebenfalls durch Messgut-Messungen auf Korrektheit überprüfen. Es wird dabei die Messgutmasse variiert, um sicherzustellen, dass der Abzug als Funktion der Messgutmasse (siehe Gl. 3) funktioniert.

3.7 Ableitung der Kalibrierfaktoren für den Nuklidvektor

Die in Absatz 2.4 angegebenen Kalibrierfaktoren (Gl. 1 und Gl. 2) beziehen sich auf das Nuklid Co-60. Um den Kalibrierfaktor für den Nuklidvektor des Messguts zu erhalten, können die nach 3.6. ermittelten Überprüfungsmessresultate verwendet werden. Die Ableitung geschieht über lineare Regression in einem Diagramm mit Nettozählrate der Probe im Summenkanal vs. Aktivität der Probe.

4. Resultate der Kalibrierungen

Nach der in Abschnitt 3 beschriebenen Kalibriersystematik ermittelte Kalibrierfaktoren sind in Tab. 3 aufgeführt. Für das Nuklid Co-60 unterscheiden sich diese für Colemanitbeton DI und Füllkies SR nur wenig, für den jeweiligen Nuklidvektor hingegen um den Faktor 10. Dies ist auf die für die Freimessanlage nicht messbaren Nuklide des Füllkies SR-Nuklidvektors (Tab. 1) zurückzuführen, welche über Gl. 6 zu einer sehr konservativen Hochrechnung der nach Gl. 5 berechneten Co-60-Äquivalentaktivität führen.

Tabelle 3: Kalibrierfaktoren und Empfindlichkeiten

Kal.	Höhen-klasse [kg]	Gewichts-Kal.faktor[1)] Co-60 [Bq/Ips]	Empfindlichkeit[1)] Co-60 [Ips/Bq]	Kal.faktor[1)] NV [Bq/Ips]	Empfindlichkeit[1)] NV [Ips/Bq]	"Additive Konservativität"[2)] [Bq]
Colemanitbeton DI						
12014	251-300	6.36	0.157	12.3	0.081	483
12013	301-350	6.36	0.157	12.1	0.083	1346
Füllkies SR						
7014	251-300	5.28	0.189	130	0.008	7100
7013	301-350	5.72	0.175	142	0.007	3964

1) Kalibrierfaktor bzw. Empfindlichkeit für den „Summenkanal“
2) Additiver Term der linearen Regression. Ableitung der Kalibrierfaktoren für den NV: siehe Abschnitt 3.7

Werden nun mit den Nuklidvektor-Kalibrierfaktoren (Tab. 3) die Eigenaktivität-Zählraten in Aktivitäten umgerechnet und mit der jeweiligen Freigrenze verglichen, so zeigt sich, dass bei der Freimesskampagne Füllkies SR ohne sorgfältige Korrektur bereits die Eigenaktivität des Materials zur Fehlmeldung einer Grenzwertüberschreitung geführt hätte (Tab. 4).

Tabelle 4: Umrechnung der Eigenaktivität-Zählrate in Aktivität und Vergleich der Eigenaktivität mit der Summen-Freigrenze

Messgut	Eigenakt.-Zählrate [Ips/kg]	Masse [kg]	KF NV [Bq/Ips]	Additive Konserv. [Bq]	Aktivität NV [Bq]	Freigrenze [Bq]	Anteil EA an Freigrenze [%]
Füllkies SR	8.63	300	130	7100	343670	202000	170
Col.beton DI	2.09	300	12.3	483	8195	211000	4

Resultate von Messungen zur Überprüfung der Qualität der nach Abschnitt 3 vorgenommenen Kalibrierungen zeigen eindrücklich, dass in allen Fällen innerhalb der Unsicherheit die vor-

gelegte Aktivität nachgewiesen werden konnte (Abb. 3). Signifikante Unterschätzungen der Aktivität treten nicht auf.

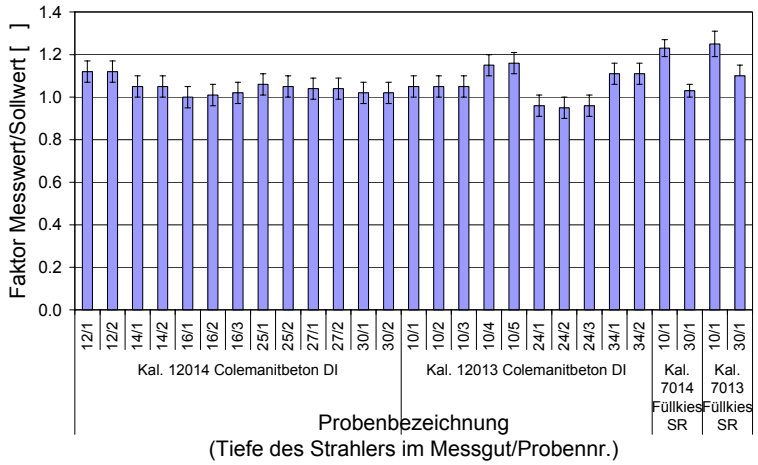


Abbildung 3: Resultate von Überprüfungsmessungen der nach Abschnitt 3 durchgeführten Kalibrierungen. Die Kontrolle erfolgte mit dem Co-60-Kalibrierflächenstrahler. Die angegebenen Unsicherheiten beziehen sich auf den 68%-Vertrauensbereich.

5. Schlussfolgerung

Mit der Freimessanlage RTM644*lnc* ist es möglich, grosse Mengen an Schüttgut *bedingungslos* nach den legalen Vorgaben freizumessen. Dies zeigt die inzwischen abgeschlossene Kampagne „Füllkies SR“, bei der 506 Tonnen Kies freigemessen und der Rezyklierung zugeführt werden konnten. Voraussetzung ist allerdings die Anwendung einer durchdachten und sorgfältigen Kalibriersystematik, welche vor allem die natürliche Eigenaktivität nicht unberücksichtigt lässt.

6. Literaturverzeichnis

[1] Schweizerische Strahlenschutzverordnung vom 22. Juni 1994
http://www.admin.ch/ch/d/sr/814_501/index.html

[2] HSK-R-13: Inaktivfreigabe von Materialien und Bereichen aus kontrollierten Zonen (Freimessrichtlinie). Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, Villigen; Feb. 2002
http://www.hsk.psi.ch/deutsch/gesetzgrundlagen/start4.htm

[3] W. Goedrich: Beschreibung RTM644*lnc* - Version D1.00.03.0. Rados Technology GmbH, Hamburg. 15.3.2003

MESSSTRATEGIEN FÜR DIE IN-SITU-GAMMASPEKTROMETRIE BEI FREIMESSUNGEN VON GEBÄUDEN UND BODENFLÄCHEN NACH § 29 STRLSCHV

MEASURING STRATEGIES FOR THE IN SITU GAMMA SPECTROSCOPY FOR CLEARANCE MEASUREMENTS OF BUILDINGS AND SITES IN ACCORDANCE WITH SECTION 29 OF THE GERMAN RPO

Katja Döscher[1], Oliver Kosbadt[2], Bernhard Massing[2], Christian Naber[3], Alexander Reichert[3], Dietmar Sauer[1], Carmen Schiele[4], Arno Stollenwerk[4]

[1]TÜV Energie- und Systemtechnik GmbH Baden-Württemberg
[2]Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg
[3]Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
[4]Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe Betriebsgesellschaft mbH

Zusammenfassung – Es werden verschiedene Messstrategien zu unterschiedlichen Messaufgaben mit Hilfe der In-situ-Gammaspektrometrie beschrieben. Ziel ist es, alle Betroffenen (Betreiber, Behörden und Sachverständige) über mögliche Strategien einschl. der daraus resultierenden Einflussgrößen zur Freimessung von Gebäuden zu informieren, um hieraus ein möglichst einheitliches Verständnis bei Freimessungen nach § 29 StrlSchV hinsichtlich der Möglichkeiten und Grenzen der In-situ-Gammaspektrometrie zu erreichen. Die In-situ-Gammaspektrometrie bietet zudem die Möglichkeit, mit nur einer Messung auch sehr große Flächen bis hin zu ganzen Räumen auszumessen. Dagegen schreibt die Strahlenschutzverordnung in Anlage IV Teil D Nr. 3 für die Freimessung von Gebäuden eine Mittelungsfläche von maximal 1 m^2 vor. In begründeten Fällen kann die zuständige Behörde gemäß Anlage IV Teil D Nr. 5 Satz 2 der Strahlenschutzverordnung für Gebäude, die nach der Freimessung abgerissen werden sollen, größere Mittelungsflächen zulassen. Da es hierfür generell und für die In-situ-Gammaspektrometrie speziell keine einheitlichen Vorgaben bzw. Bedingungen gibt, wird ein Kriterium vorgeschlagen, bei dessen Anwendung nach Ansicht der Autoren die Voraussetzungen vorliegen, größere Mittelungsflächen im Freigabeverfahren zuzulassen.

Summary – Different measuring tasks applying the in situ gamma spectroscopy will be described. The aim is to inform all who may be concerned (operators, authorities and experts) about the possible strategies including the quantities of influence resulting from it in the clearance measurement of buildings in order to achieve as uniform a comprehension as possible of this at clearance measurements in accordance with section 29 of the RPO regarding the possibilities and limits of the in situ gamma spectroscopy. Furthermore the in situ gamma spectroscopy offers the possibility of measuring very large surfaces up to whole rooms with only a single measurement. On the other hand the radiation protection ordinance in Annex IV part D nr. 3 prescribes for the clearance measurement of buildings an averaging surface area up to a maximum of 1 m^2. In specific cases the supervisory authority can authorize larger averaging surface areas for buildings, which are to be pulled down after the clearance measurement, in accordance with Annex IV part D nr. 5 sentence 2 of the radiation protection ordinance. Since there are no standards for this in general or for the in situ gamma spectroscopy in particular, we therefore would propose a criterion, which in the opinion of the au-

thors of this report would authorize the use of larger averaging surface areas in the clearance procedure.

Schlüsselwörter – In-situ-Gammaspektrometrie, Gebäude, Kriterium, Mittelungsfläche
Keywords – in situ gamma spectroscopy, buildings, criterion, averaging surface areas

1. Einleitung

Die In-situ-Gammaspektrometrie gewinnt in Freigabeverfahren nach § 29 StrlSchV, insbesondere für Freimessungen von Gebäuden, immer mehr an Bedeutung. Bei der Umsetzung dieses Messverfahrens bestehen jedoch bei den Betroffenen zum Teil Unsicherheiten, die insbesondere auf bisher fehlende, praxisnahe Anwendungsstrategien zurückzuführen sind.

Das Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (UVM) hat aus diesem Grund eine Arbeitsgemeinschaft (AG) initiiert, die sich aus Vertretern des UVM, der TÜV Energie- und Systemtechnik GmbH Baden-Württemberg, der Forschungszentrum Karlsruhe GmbH und der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe Betriebsgesellschaft mbH zusammensetzt, die konkrete Messstrategien und Anforderungen bzgl. der In-situ-Gammaspektrometrie für Freimessungen nach § 29 StrlSchV erarbeiten sollte. Die Arbeitsergebnisse der AG sind in einem Bericht zusammengefasst, der beim UVM, Ref. 75 angefordert werden kann.

Mit Hilfe dieses Berichts können sich nunmehr Betreiber, Sachverständige und Behörden anhand konkreter Messstrategien über die Rand- und Rahmenbedingungen sowie Einflussgrößen bei In-situ-Gammaspektrometrie-Messungen informieren.

2. Messstrategien

Da im Rahmen dieser Veranstaltung nicht auf alle in dem o.g. Bericht beschriebenen Messstrategien eingegangen werden kann, wird beispielhaft die Messstrategie „ganzer Raum“ mit ihren Rand- und Rahmenbedingungen sowie den jeweiligen Einflussgrößen anhand zweier derzeit gebräuchlicher Messsysteme betrachtet.

2.1 Messungen bei Würfelähnlichkeit der Räume

Ganze Räume oder Raumbereiche können mit einem unkollimierten Detektor ausgemessen werden. Der verwendete Detektor sollte dazu allseitig gleich empfindlich sein. Zum Nachweis wird für einen unkollimierten axialsymmetrischen Detektor eine Punktquelle – ausgehend von der Detektorachse – in festgelegten Winkelschritten und stets in gleichem Abstand vom Detektor positioniert und gemessen. Hat ein Detektor dieses Spezifikum (allseitig gleiche Empfindlichkeit), so kann die Kontamination auf der Oberfläche einer Halbkugel, in deren Mittelpunkt der Detektor steht, als Punktquelle auf der Detektorachse quantitativ angegeben werden.

Der auszumessende Raum wird hierfür zunächst in würfelähnliche Kuben zerlegt. Der Abstand der Flächenquelle zum Detektor wird als der Radius der mit dem Kubus flächengleichen Kugel angenommen (s. Abbildung 1).

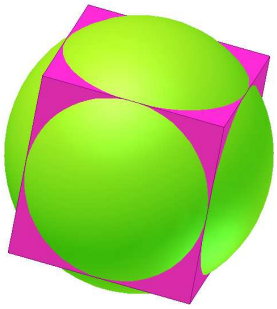


Abb. 1: Messflächenkugel und zu messender Raum

In jedem Kubus werden 2 Messungen in entgegengesetzter Richtung durchgeführt. Zur Veranschaulichung dieser Vorgehensweise soll folgendes Beispiel dienen. Ein Raum (s. Abbildung 2) wird zunächst als würfelähnlicher Kubus betrachtet und der Radius der flächengleichen Kugel berechnet. In Tabelle 1a werden die 6 Flächen des Raums mit A bis F bezeichnet und ihre Maße angegeben. Ein Kubus soll dann als würfelähnlich akzeptiert werden, wenn keines seiner Maße mehr als 25 % von der Kantenlänge des flächengleichen Würfels abweicht. Dazu werden die Flächeninhalte berechnet, aufsummiert und die Kantenlänge des flächengleichen Würfels bestimmt. Die einzelnen Flächenmaße werden gegen diese Kantenlänge auf "Würfelähnlichkeit" geprüft. Die Ergebnisse zeigen, dass der ursprüngliche Raum zunächst zu stark quaderförmig ist (s. Tabelle 1a). Bei Zerlegung in 4 Kuben wird jedoch die geforderte Würfelähnlichkeit erzielt (s. Tabelle 1b).

Tab. 1a: Oberflächen- und Radius-Berechnung

Raum Wand	Maß 1 [m]	Maß 2 [m]	Fläche [m^2]	Prüfung auf < 25% Abweichung	
A	3,72	3,64	13,54	A, Maß 1	1,22
B	1,92	3,64	6,99	A, Maß 2	1,20
C	3,72	3,64	13,54	B, Maß 1	0,63
D	1,92	3,64	6,99		
E	3,72	1,92	7,14		
F	3,72	1,92	7,14	Kantenlänge Würfel	
		Summe K Radius	55,34 2,10	3,04	

Tab. 1b: Oberflächen- und Radius-Berechnung

Raum Wand	Maß 1 [m]	Maß 2 [m]	Fläche [m^2]	Prüfung auf < 25% Abweichung	
A	1,86	1,82	3,39	A, Maß 1	1,00
B	1,92	1,82	3,49	A, Maß 2	0,97
C	1,86	1,82	3,39	B, Maß 1	1,03
D	1,92	1,82	3,49		
E	1,86	1,92	3,57		
F	1,86	1,92	3,57	Kantenlänge Würfel	
		Summe K Radius Teiler 1 Teiler 2 Teiler 3	20,90 1,29 2 2 1	1,87	

Aus dieser Überlegung folgt, dass in dem gewählten Beispiel insgesamt 8 unkollimierte Messungen im Raum durchzuführen sind, wobei der Detektor jeweils im Mittelpunkt eines Kubus positioniert wird. Zur Auswertung jeder Messung wird der Kugelradius („K Radius“ in Tab. 1a und 1b) als Abstand der Punktquelle vom Detektor herangezogen. In Abbildung 2 werden die Schnittkreise der zur Auswertung verwendeten Kugeln mit den Flächen des Raumes dargestellt.

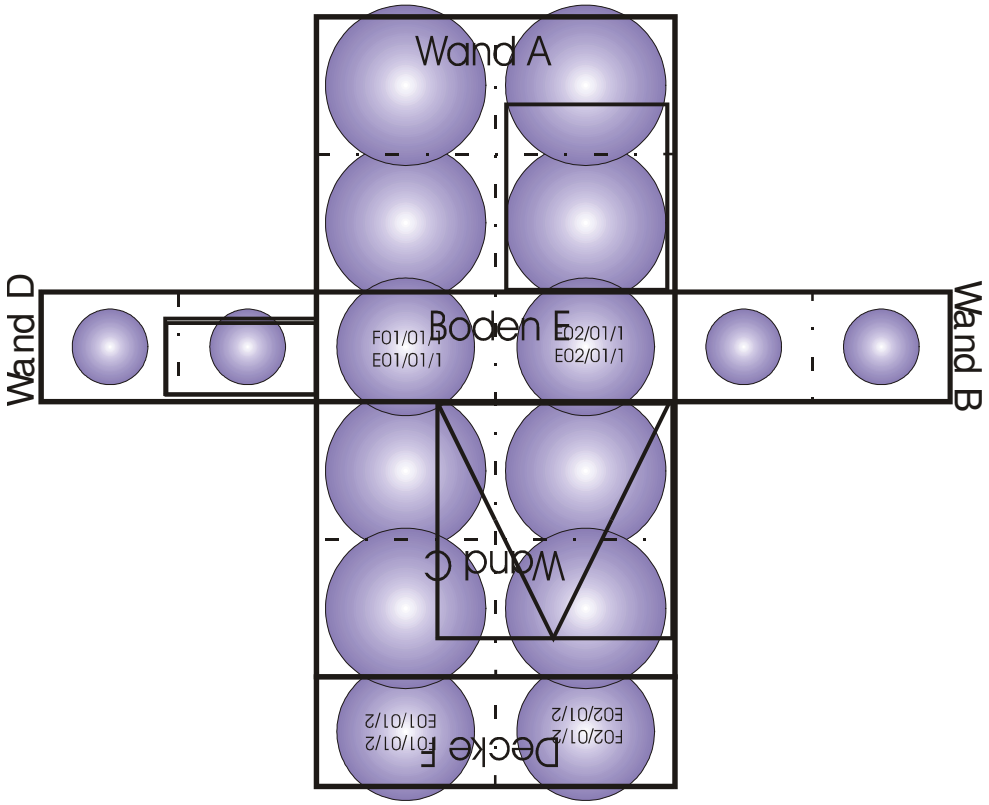


Abb. 2: Abbildung des Messrasters für zwei mal vier unkollimierte Messungen in einem Raum

2.2 Messungen unter Verwendung systemhinterlegter Messgeometrien

Räume können teilweise auch mit verschiedenen im System hinterlegten Messgeometrien beschrieben werden. Dies soll beispielhaft anhand eines Messsystems (ISOCS) gezeigt werden. Zur Erstellung der mathematischen Effizienzkalibrierung bei Raummessungen stehen bei diesem System zwei verschiedene Standardgeometrien zur Auswahl. Zum einen das Template „Room/Box“ und zum anderen das Template „Well or Marinelli Beaker“ (s. Abbildung 3). Im Gegensatz zum Template „Room Box“ kann im Template „Well or Marinelli Beaker“ die Beschreibung einer inaktiven Schicht, die der eigentlichen Aktivität vorgelagert ist, erfolgen, so dass eine eingedrungene Aktivität simuliert werden kann. Die Berücksichtigung der tatsächlichen Relaxationslänge kann durch diese Vorgehensweise dabei aber nur näherungsweise erfolgen.

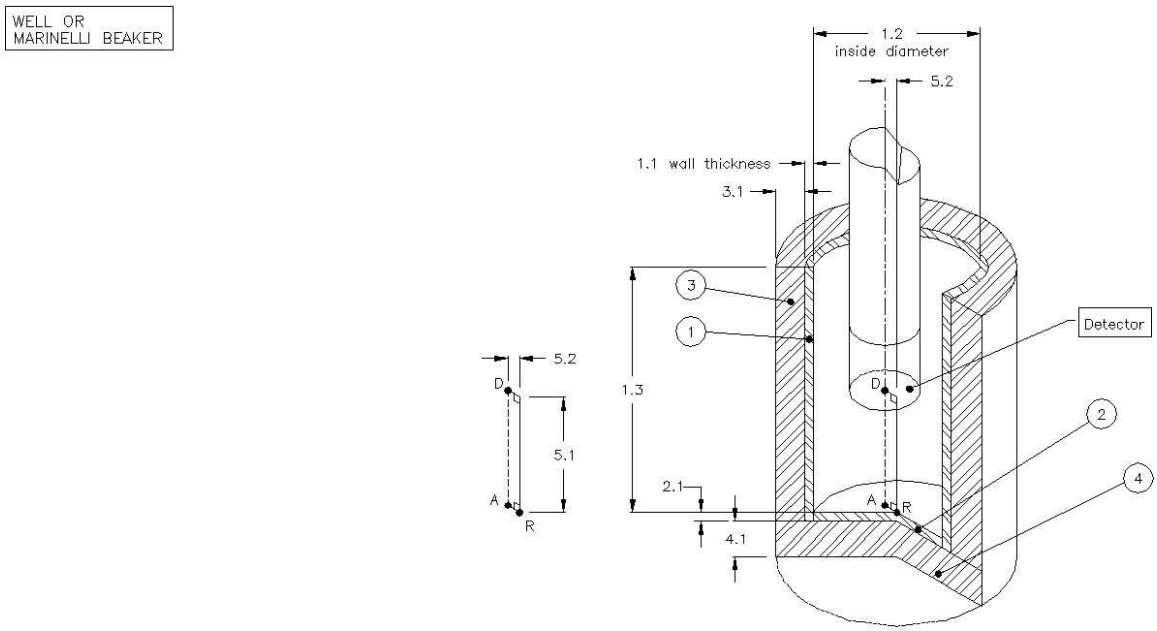


Abb. 3: Template “Well or Marinelli Beaker”

Im Template „Well or Marinelli Beaker“ wird der auszumessende Raum einem Marinellibecher angenähert, wobei die Diagonale der von der Detektorachse aus gesehenen gegenüberliegenden Wand dem Durchmesser des Bechers entspricht. Dies ist schematisch in Abbildung 4 dargestellt.

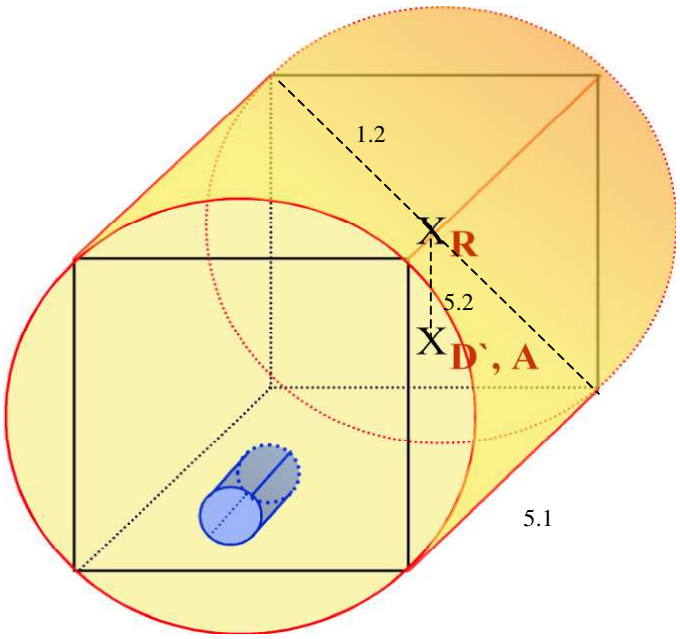


Abb. 4: Schematische Darstellung der Messanordnung „Marinellibecher“

Bezugspunkt zur Lage der Geometriepunkte D (Detektormittelpunkt) und A (Detektorachsenaufpunkt auf der Messfläche) ist R (Mittelpunkt der Messfläche). Die Mittelungsfläche entspricht hierbei maximal der tatsächlichen Fläche des Raumes, während die Effizienz für die größere Oberfläche des Bechers berechnet wird. Hieraus ergibt sich eine entsprechend konservative Betrachtung. Zur Freimessung eines Raumes werden zwei unkollimierte Messungen in entgegengesetzter Richtung durchgeführt, um sicherzustellen, dass der ganze Raum ausge-

messen wird. Das Messergebnis ergibt sich dann aus dem Mittelwert der beiden Einzelmessungen. Bei geeigneter Geometrie des auszumessenden Raumes kann die Raummessung auch durch eine einzige Messung durchgeführt werden. Auf eine Neigung des Detektors kann verzichtet werden. Um eine größtmögliche Effizienz zu erreichen, sollten A, D und R in einer Ebene vertikal zu der dem Detektor gegenüberliegenden Fläche liegen. Die mathematische Effizienzkalibrierung erlaubt es aber auch, das System schräg zu der auszumessenden Fläche zu positionieren. Abbildung 5 zeigt beispielhaft eine Messanordnung.

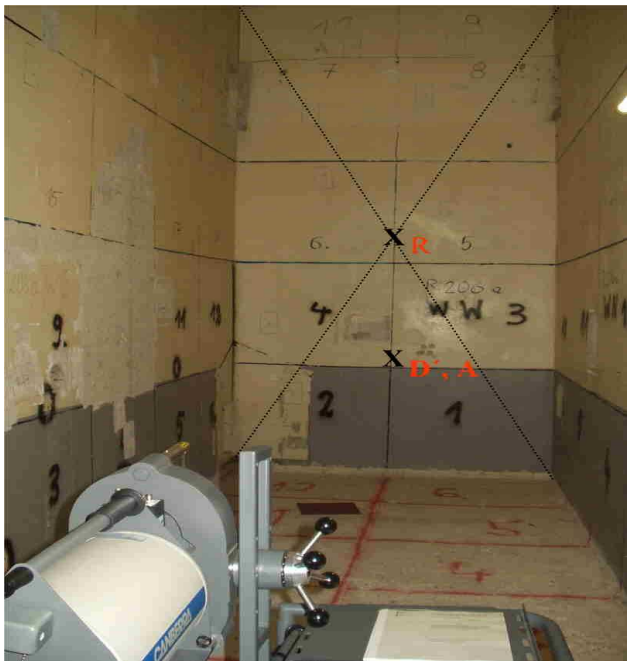


Abb. 5: Messanordnung zur Raummessung

3. Kriterium für die Zulassung von größeren Mittelungsflächen als 1 m^2 für die Freimessung von Gebäuden zum Abriss mittels In-situ-Gammaspektrometrie

Gemäß Anlage IV Teil D Nr. 5 Satz 2 StrlSchV kann die zuständige Behörde in begründeten Fällen bei der Freigabe von Gebäuden zum Abriss größere Mittelungsflächen als 1 m^2 zulassen. Da es hierfür weder bundeseinheitliche Vorgaben noch Kriterien gibt, wurde folgendes Kriterium hergeleitet:

$$X_M \cdot (1 + 2 \cdot \sigma_r) \leq FGW$$

X_M = Messwert (Freimessung)
σ_r = relative Standardabweichung (Stichprobenmessung)
FGW = Freigabewert

Dieses Kriterium soll in Baden-Württemberg bei Bedarf zunächst bei Freimessungen mittels In-situ-Gammaspektrometrie zur Anwendung kommen. Das Kriterium selbst stammt aus der Freimessrichtlinie der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK) [1] und hat sich in der Schweiz bewährt.

Zur Verdeutlichung wird das Kriterium in den beiden folgenden Abbildungen beispielhaft dargestellt.

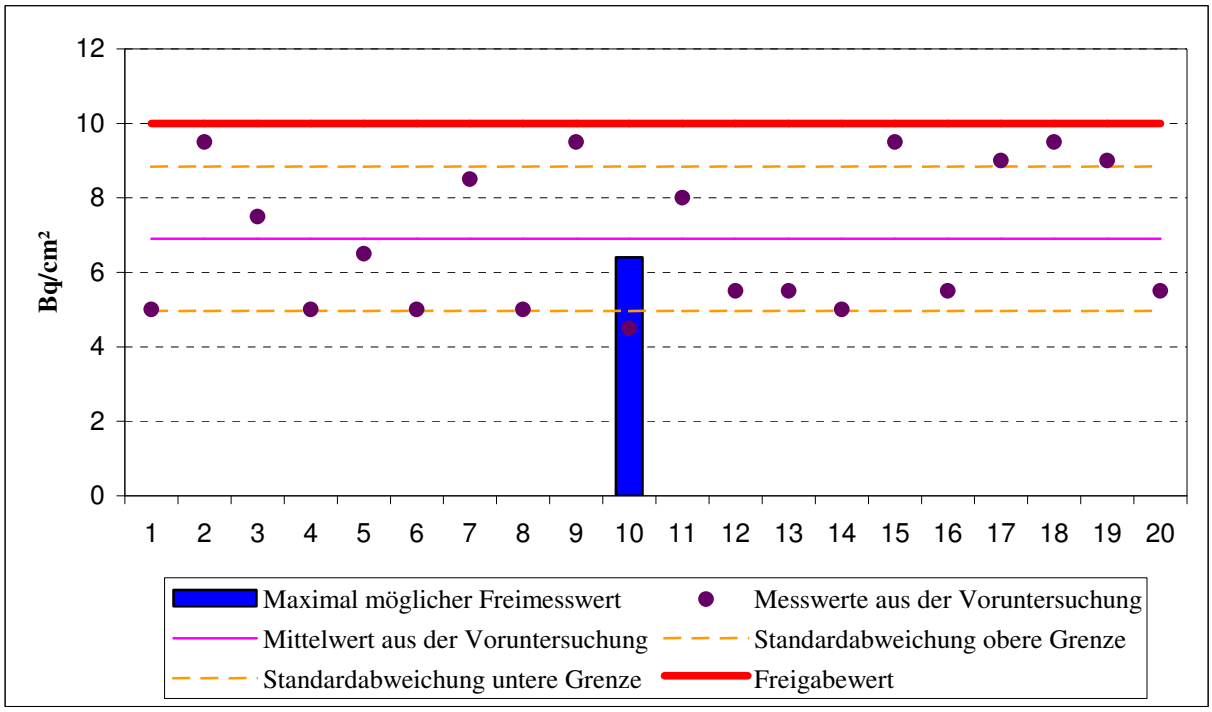


Abb. 6: Maximal möglicher Freimesswert bei großer Streuung

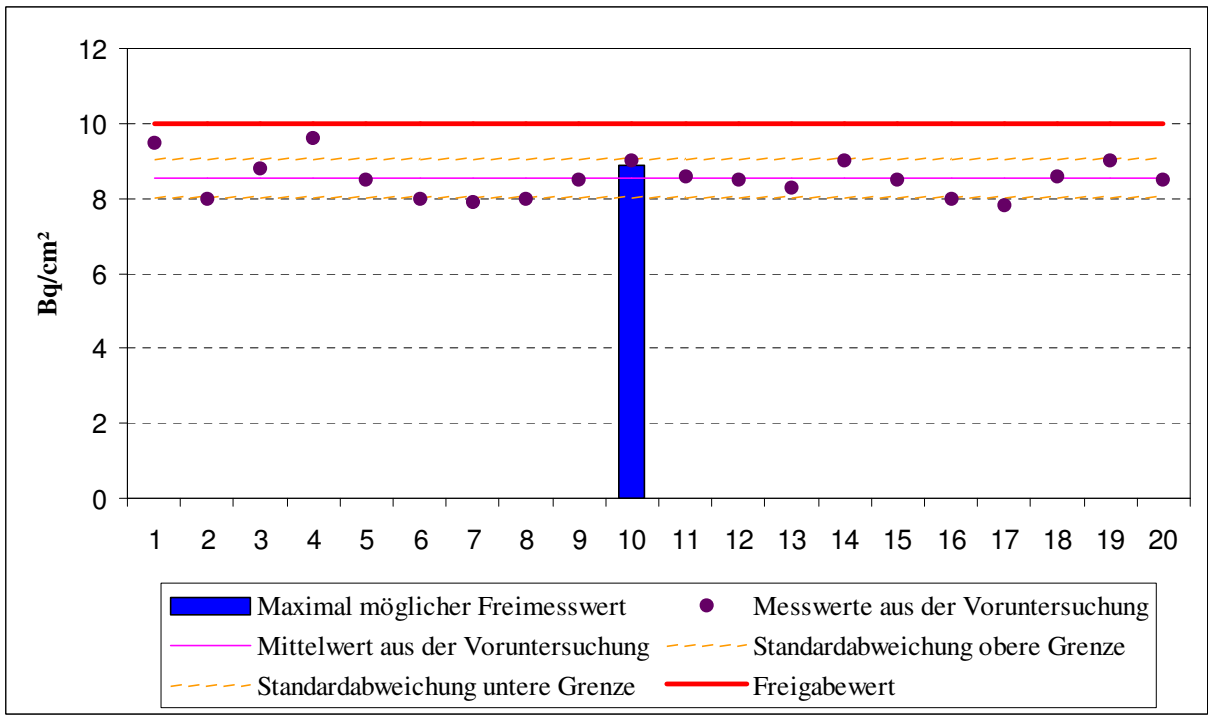


Abb. 7: Maximal möglicher Freimesswert bei kleiner Streuung

Bei der Anwendung des o.g. Kriteriums sind in Baden-Württemberg folgende Randbedingungen zu beachten:

1. Auf die Größe der von der Strahlenschutzverordnung abweichenden Mittelungsfläche ist im Antrag auf Freigabe bzw. im Freigabeverfahren einzugehen.

2. Die messtechnischen Randbedingungen (z.B. Messzeit) zur Ermittlung der relativen Standardabweichung müssen den eigentlichen Freimessbedingungen entsprechen.
3. Zur Ermittlung der relativen Standardabweichung ist ein repräsentativer Stichprobenumfang beispielsweise im Rahmen der Voruntersuchung zu erheben. Die Zahl der Stichproben ist dabei so zu wählen, dass die relative Standardabweichung mit ausreichend statistischer Sicherheit ermittelt werden kann. Als Faustregel hierfür gilt, dass mindestens 20 Messergebnisse vorliegen sollen. In Abhängigkeit von der Mittelungsfläche können auch weniger Messergebnisse ausreichend bzw. angemessen sein. Eine Mindestprobenzahl von 5 darf aber nicht unterschritten werden.
4. Bei der Ermittlung der relativen Standardabweichung sind Messergebnisse unterhalb der Erkennungsgrenze mit dem Wert der Erkennungsgrenze und Messergebnisse oberhalb der Erkennungsgrenze mit dem jeweiligen Messwert gleichzusetzen.
5. Die Art der Stichprobenmessungen (z.B. direkte Kontaminationsmessung oder Auswertung von repräsentativen Bohrproben) ist dem jeweiligen Anwender überlassen.
6. Über die Art und den Umfang der Stichprobenmessungen sind Aufzeichnungen zu führen, die der Dokumentation über das jeweilige Freigabeverfahren beizufügen sind.

4. Literaturverzeichnis

[1] „Inaktivfreigabe von Materialien und Bereichen aus kontrollierten Zonen (Freimessrichtlinie)“ HSK-R-13/d, 2002

EINSATZ DER IN SITU-GAMMASPEKTROMETRIE BEI DER STILLLEGUNG KERNTECHNISCHER ANLAGEN: ERFAHRUNGEN UND PERSPEKTIVEN

USE OF IN SITU-GAMMASPECTROMETRY DURING DECOMMISSIONING OF NUCLEAR FACILITIES: EXPERIENCES AND PROSPECTS

B. Sitte, L. Hummel

TÜV Industrie Service GmbH, TÜV Süd Gruppe, Deutschland

Zusammenfassung *— 10 Jahre in situ-Gammaspektrometrie, ein guter Zeitpunkt, um ein Resümee einer nicht ganz jungen, aber dennoch nicht routinemäßigen Freigabemesstechnik zu ziehen. In den folgenden Kapiteln werden wir unsere diesbezüglichen Erfahrungen, die wir bei der Durchführung von Forschungsvorhaben sowie bei der gutachtlichen Prüfung und Durchführung von Kontrollmessungen in verschiedenen Rückbauprojekten gesammelt haben, darstellen. Aufgrund der Vielzahl der Parameter, die beim Einsatz dieser Messtechnik zu berücksichtigen sind, kann an dieser Stelle nur ein kleiner Überblick gegeben werden. Wir gehen dabei insbesondere auf die verschiedenen Einsatzmöglichkeiten, die Eignung der Messtechnik und den führenden systematischen Fehler bei Messungen in kerntechnischen Anlagen ein. Des Weiteren werden wir die Anforderungen an die Messtechnik in verschiedenen Rückbauphasen und die Repräsentativität der in situ-Gammaspektrometrie bei Freigabemessungen beleuchten.*

Schlüsselwörter *— in situ-Gammaspektrometrie, Freigabe, Freigabemessungen, Rastermessverfahren*

1. Einleitung

Am Ende eines jeden Rückbauprojektes, wenn größere Systeme und Anlagen, Leitungen u.ä. entfernt sind, verbleiben am Standort große Gebäudestrukturen, Böden und Bodenflächen. Der überwiegende Teil dieser Anlagenteile steht zur Freigabe, d.h. zur Entlassung aus dem Geltungsbereich des Atomgesetzes (AtG), an. Die steigende Anzahl von kerntechnischen Anlagen, die sich im Rückbau befinden, und das große Masseaufkommen von freizugebenden Reststoffen (10.000 bis 100.000 Mg/a pro Rückbauprojekt) erforderte die Entwicklung einer Freigabemesstechnik, die einen hohen Massendurchsatz erlaubt.

Seit dem ersten großen Rückbauprojekt eines kommerziellen Reaktors in Deutschland, dem KKN in Niederaichbach, welches 1994 aus dem AtG entlassen wurde, ist vom TÜV Süd die in situ-Gammaspektrometrie als Freimessverfahren bei der Stilllegung kerntechnischer Anlagen eingesetzt und im Rahmen zweier Forschungsvorhaben [1] und [2] weiterentwickelt worden. In den letzten Jahren wurde dieses Messverfahren in vielen Rückbauprojekten als Entscheidungsmessverfahren beantragt und genehmigt.

2. Einsatzmoeglichkeiten der in situ-Gammaspektrometrie bei der Stilllegung kerntechnischer Anlagen

Die relevanten Einsatzmöglichkeiten der in situ-Gammaspektrometrie bei der Stilllegung kerntechnischer Anlagen sind Freigabemessungen von Gebäudestrukturen und Geländeflächen (kollimierte und unkollimierte Messungen) sowie Freigabemessungen an Reststoffen in verschiedenen Gebinden (z.B. Erdreich in Mulden bzw. Containern, Reststoffe in Big Bags, in situ-Gammaspektrometer als Fassscanner, vgl. Abb. 1).

Abb. 1: Beispiele für Einsatzmöglichkeiten der in situ-Gammaspektrometrie bei der Stilllegung kerntechnischer Anlagen: Freigabemessungen von Gebäudestrukturen (l.o.), Bodenflächen (l.u.), Reststoffen in Big Bags (r.o.) und ein in situ-Gammaspektrometer als Fassscanner (r.u.).

Im Rahmen unserer gutachtlichen Tätigkeiten und unserer Forschungsvorhaben waren bzw. sind wir in den folgenden Projekten tätig.

	Anlage	Anlagenteil
1994	KKN	Anlagengelände (befestigt, unbefestigt)
1996-1998	HDR	Gesamtanlage (Reaktorsicherheitsbehälter, Aufbereitungsgebäude, Betriebsgebäude, Anlagengelände)
1998-1999	SBWK	Produktionsgebäude, Anlagengelände
Messkampagnen	KRB-A, VAK, HDB, KGR, NUKEM-A, Siemens Uran	Reaktorsicherheitsbehälter, Aufbereitungsgebäude, Betriebsgebäude
seit 2001	NUKEM-A, Siemens Urananlage	Produktionsgebäude, Anlagengelände

3. Eignung der in situ-Gammaspektrometrie

Die Eignung der in situ-Gammaspektrometrie wird im Folgenden für verschiedene Anlagentypen auf der Basis der Freigabewerte der StrlSchV [3] untersucht. Um die typischen Freigabewerte mit den Nachweisgrenzen bei der kollimierten in situ-Gammaspektrometrie vergleichen zu können, werden in der folgenden Tabelle einige Nachweisgrenzen angegeben. Die Werte beziehen sich auf ein Spektrometer des TÜV Süd und haben somit nur orientierenden Charakter.

Tab. 1: Typische Nachweisgrenzen eines kollimierten in situ-Spektrometers bei einer Messzeit von 15min. und Irrtumswahrscheinlichkeiten von $\alpha=\beta=5\%$. In beiden Fällen liegt eine lateral homogen verteilte Aktivität vor.

	Vertikale Verteilung der Aktivität	
Radionuklid	Exponentiell β=1 g/cm² [Bq/cm²]	Homogen [Bg/g]
Co-60	0.013	0.0015
Cs-137	0.022	0.0025
U-235	0.024	0.0037

Die Nachweisgrenzen unkollimierter in situ-Messungen in Gebäudestrukturen sind grundsätzlich niedriger, da die höhere Nulleffektrate die deutlich höhere Efficiency nicht kompensiert, d.h. sofern die Eignung des Messverfahrens hinsichtlich der Nachweisgrenzen für kollimierte Messungen gewährleistet ist, gilt dies automatisch auch für unkollimierte Messungen.

In der Tab. 3 werden die Freigabewerte bei verschiedenen Radionuklidgemischen angegeben. Die Vektoren #1 und #2 sind aus komplizierteren Radionuklidgemischen entwickelt, der Vektor #3 entspricht den Verhältnissen in Brennelementwerken und #4 ist ein typischer Vektor für Kernkraftwerke. Die Freigabewerte sind für die uneingeschränkte massenspezifische Freigabe (Bauschutt oder Bodenaushub < 1.000 Mg) für die uneingeschränkte Gebäudefreigabe und für unbefestigte Bodenflächen des Anlagengeländes angegeben.

Tab. 2: Dosisbeiträge der radiologisch relevanten Nuklide (reduzierte Nuklidvektoren: 10% Abschneidekriterium gemäß [3]), sowie deren Beitrag zur Gesamtdosis (verwend. Freigabewerte: Gebäudeabriss gemäß [3]).

Vektor	#1	#2	#3	#4
1. Nuklid	Am-241: 47,4%	Cs-137: 36,9%	U-234: 100,0%	Co-60: 87,2%
2. Nuklid	Sr-90: 24,7%	Pu-α:[1] 28,7%		Cs-137: 12,8%
3. Nuklid	Cs-137: 23,7%	Am-241: 24,2%		
4. Nuklid	Pu-241: 4,2%	Pu-241: 10,2%		
Dosisbeitrag	92%	91%	93%	99%

[1] Die Isotope Pu-238, Pu-239 und Pu-240 können als Pu-α zusammengefasst werden, da die Expositionspfade und die Freigabewerte weitgehend gleich sind.

Tab. 3: Freigabewerte für die verschiedenen betrachteten Radionuklidgemische bei der uneingeschränkten massenspezifischen Freigabe, der Freigabe des Anlagengeländes und der uneingeschränkten Gebäudefreigabe gemäß StrlSchV [3].

Vektor	uneingeschränkt [Bq/g]	Bodenflächen [Bq/cm²]	Gebäude uneingeschränkt [Bq/cm²]
#1	0,4	0,004	0,9
#2	0,3	0,15	0,8
#3	0,4	n.b.	0,7
#6	0,14	0,04	0,5

Der Vergleich der vorher genannten Nachweisgrenzen mit den Freigabewerten und -kriterien für die uneingeschränkte Gebäudefreigabe ❶, der Freigabe von Bodenflächen ❷ und der massenspezifischen Freigabe von Bauschutt oder Erdaushub in Mengen <1.000Mg/a ❸ ist in Tab. 4 zusammengefasst. In der Tabelle ist das Leitnuklid und der Faktor zwischen nuklidspezifischem Freigabewert und Nachweisgrenze angegeben.

Tab. 4: Quotient aus dem nuklidspezifischen Freigabewert und der jeweiligen nuklidspezifischen Nachweisgrenze (Tab. 1), d.h. Werte größer 1 bedeuten eine leichte Verifizierbarkeit des jeweiligen Freigabewertes.

	Vektor #1	Vektor #2	Vektor #3	Vektor #4
❶: Gebäude	**6,5** Cs-137 (Am-241)	**9** Cs-137 (Am-241)	**1** U-235 (A_{U-234}=30 A_{U-235})	**30** Co-60 **5** Cs-137
❷: Standort ([2])	**0,01** Cs-137	**0,7** Cs-137	n.b.	**1** Co-60
❸: Schutt, Aushub ([3])	**16** Cs-137 (Am-241)	**20** Cs-137 (Am-241)	**1,3** U-235 (A_{U-234}=30 A_{U-235})	**45** Co-60 **6** Cs-137

Die Ergebnisse der Tab. 4 zeigen, dass eine Freigabemessung bei Nuklidvektoren, wie sie in Kernkraftwerken vorherrschen (#4), problemlos gemessen werden können. Die Hauptaussage jedoch ist, dass eine Freigabemessung zur uneingeschränkten Gebäude- bzw. Standortfreigabe auf der Basis kollimierter in situ-Messungen generell möglich ist.

Zusammenfassend ist somit festzustellen, dass die Einhaltung der Freigabekriterien gemäß StrlSchV [3] für Gebäudestrukturen und Bodenflächen für Kernkraftwerke vergleichsweise mühelos mit Hilfe der kollimierten in situ-Gammaspektrometrie verifiziert werden kann. Dies gilt ebenso für die hier nicht diskutierten, noch höheren Freigabewerte bei einem vorgesehenen Gebäudeabriss (vgl. [3]; Anl. III, Tab. 1, Spalte 10).

4. Führender systematischer Fehler

Der führende systematische Fehler beim Einsatz der in situ-Gammaspektrometrie ist die Variabilität der Effizienz bei Vorliegen stark lokalisierter Aktivitäten in unterschiedlichen Polarwinkeln relativ zur Detektorachse (vgl. Abb. 2).

---

[2] Die Nachweisgrenzen erhöhen sich gegenüber β=1g/cm² bei typischen Kollimatorgeometrien und Bodenkontaminationen um ca. den Faktor 2,5.

[3] Gemessen in einer Geometrie, die der Messung an einer Bauschuttmulde entspricht.

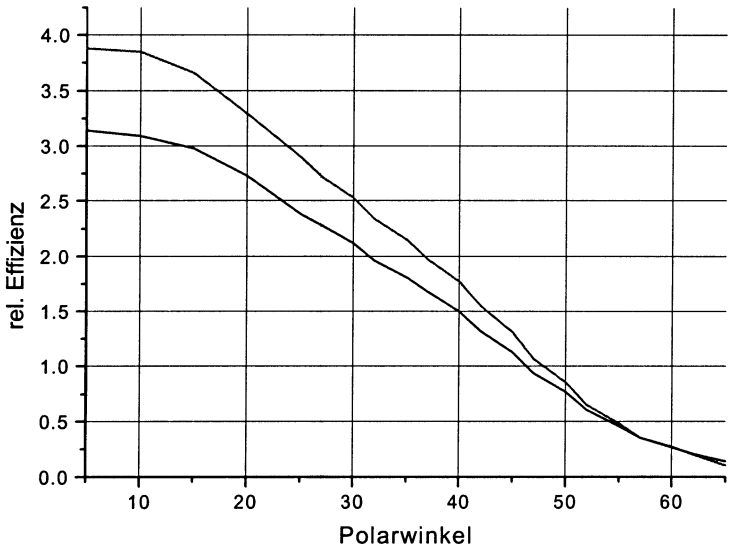


Abb. 2: Darstellung der relativen Effizienz, d.h. der Effizienz für eine lokalisierte Aktivität in einem bestimmten Polarwinkel relativ zu einer homogenen lateralen Aktivitätsverteilung, in Abhängigkeit vom Polarwinkel bei 121 keV (rot, oben) bzw. 1332 keV (blau, unten) für ein kollimiertes in situ-Spektrometer mit einem Öffnungswinkel von ca. 61°.

5. Spezifische Anforderungen an die Messtechnik in verschiedenen Rückbauphasen

Die Basis eines Freigabeverfahrens von kerntechnischen Anlagen ist die Ermittlung des radiologischen Status und die Sanierung im Vorfeld der Freigabe. Entsprechend geplante und durchgeführte Messungen vor den eigentlichen Freigabemessungen können den radiologischen Status der Gebäudestrukturen, des Bodens und der Bodenflächen sehr gut beschreiben und zusammen mit sanierungsbegleitenden Messungen den Mehraufwand durch diese Messungen aufgrund der verlässlicheren Planung der weiteren Rückbauschritte (insb. der Dekontaminationsarbeiten) mindestens kompensieren. Die messtechnischen Anforderungen an die in situ-Gammaspektrometrie sind dabei abhängig von der jeweiligen Rückbauphase.

Radiologischer Status, Voruntersuchungen

Sofern näherungsweise ein konstantes Eindringverhalten der unterschiedlichen chemischen Elemente, die die Kontamination hervorrufen, unterstellt werden kann und keine Störungen durch aktivitätstragende Komponenten zu erwarten sind, kann durch unkollimierte in situ-Messungen die Kategorisierung des freizugebenden Bereiches in Kontaminationsklassen (sofern notwendig) verbessert werden, der Nuklidanteil der Gammastrahler belastbar ermittelt werden und eine vorläufige Bilanzierung der Aktivitätsinventare in den unterschiedlichen Freigabepfaden durchgeführt werden.

Sanierungsbegleitende Messungen

Die grundsätzliche Vorgehensweise sanierungsbegleitender Messungen ist einfach zu beschreiben: Nachdem in einer frühen Phase (Voruntersuchungen) realitätsnahe Tiefenprofile ermittelt worden sind, sollte nach Durchführung einer ersten Reihe kollimierten in situ-Messungen die jeweils notwendige Abtragtiefe für eine Dekontamination in

üblicherweise ein oder zwei Schritten (abh. vom Kontaminationsgrad) festgelegt werden. Detaillierte sanierungsbegleitende Messungen können umfangreiche oder flächendeckende Entscheidungsmessverfahren überflüssig machen.

Entscheidungsmessungen, Kontrollmessungen
Reduziert man die Information aus Freigabemessungen ausschließlich auf die Entscheidung „freigebbar oder nicht", hat dies zur Folge, dass die jeweilige Messung umso ungenauer sein kann, je weiter das Messergebnis vom Freigabewert (in beiden Richtungen) entfernt ist.
In Bereichen, in denen der mittlere Ausschöpfungsgrad sehr gering ist, beschleunigt beispielsweise die Durchführung einer Entscheidungsmessung, deren Bezugsfläche die radiologisch zulässige Mittelungsfläche zwar erheblich überschreitet, durch Definition eines geeigneten Vorschaltwertes die Einhaltung des Freigabewertes pro Mittelungsfläche jedoch sichergestellt ist, das Freigabeverfahren deutlich. Die Durchführung eines Satzes unkollimierter in situ-Messungen pro Raum als Entscheidungskriterium, ob und welche weiteren Messungen erforderlich sind, ist ein extremes Beispiel dieser Vorgehensweise, welches vom Ablauf des Freigabeverfahrens zwar komplizierter ist, aber auch deutlich schneller ist als die Aneinanderreihung kollimierter Messungen mit vorgegebener Messdichte unabhängig von der jeweiligen Restkontamination.

6. Repräsentativität bei Freigabemessungen, Rastermessverfahren

Bei der Freigabe von Gebäudestrukturen und Geländeflächen kerntechnischer Anlagen spielen Rastermessverfahren eine bedeutende Rolle, da i.A. nicht von einer vollständigen Messung der freizugebenden Fläche ausgegangen wird. Auf nationaler und internationaler Ebene wurden unterschiedliche Versuche unternommen, einheitliche Vorgehensweisen bei der Planung, Durchführung, Bewertung und Dokumentation von Messprogrammen zur Beurteilung des radiologischen Zustands von Gebäudestrukturen bzw. Geländeflächen zu schaffen (DIN25457 Teil 6, MARSSIM, u.a.). Das deutsche Regelwerk trägt diesen Fragestellungen derzeit nur in unzureichendem Maße Rechnung. Aktuelle Verfahren in Deutschland berücksichtigen derzeit weder die räumliche Verteilung von Restaktivitäten noch die systematischen Unsicherheiten gängiger Freigabemessverfahren und die Auswirkungen dieser Effekte bei einer vorgegebenen Stichprobendichte.

Es ist nachvollziehbar, dass eine analytische Lösung zur Bewertung eines Rastermessverfahrens unter diesen Randbedingungen nicht existiert. Aus diesem Grund haben wir ein Monte-Carlo-Programm entwickelt, das den Einsatz eines kollimierten in situ-Gammaspektrometers mit 1 m² Messfläche bzw. eines Kontaminationsmonitors mit 166 cm² Zählrohr simuliert um die Qualität von Rastermessverfahren zu prüfen. Im folgenden ist exemplarisch ein Anwendungsbeispiel dargestellt:

Die untersuchte Fläche besitzt 11 m² und ist in 10.000 Elementarzellen eingeteilt. Mit Hilfe mehrerer Kontaminationsszenarien[4] wurden Ausschöpfungsgrade des Freigabewertes von 13%, 37% und 177% gemittelt über das Raster untersucht. Als Messdichten wurde eine bzw. zwei Kontaminationsmonitormessungen pro Quadratmeter und drei bzw. sechs in situ-Messungen auf der Gesamtfläche angenommen. In der Tab. 5 wird die Wahrscheinlichkeit der Detektion von wenigstens einer Überschreitung des Freigabewertes während der Messungen

[4] Zugrundegelegtes Kontaminationsszenario: gaußförmige Kontaminationen mit einer 2σ-Breite von 16cm, mittlere Höhe im Maximum 3*Freigabewert, Aktivtätswerte lognormalverteilt; Szenario ist abdeckend für ca. 90% der Fälle, die unsere Untersuchungen in kerntechnischen Anlagen ergeben haben.

angegeben. Die Abb. 3 zeigt die Qualität der Restaktivitätsabschätzung mittels der in situ-Gammaspektrometrie. Die Skalierung im Vordergrund stellt den Quotienten aus der gemessenen und der tatsächlichen Restaktivität der Fläche in der Modellrechnung dar. Der Einfluss der Messdichte und der Restaktivität auf die Genauigkeit des Messergebnisses sind offensichtlich.

Tab. 5: Wahrscheinlichkeiten und einfache Standardabweichungen, dass bei dem zugrundegelegten Kontaminationsszenario mit verschiedenen Ausschöpfungsgraden des Freigabewertes und Messdichten mindestens eine Überschreitung pro Rasterfläche (11,1 m²) detektiert wird.

	Contamat	Contamat	in situ	in situ
Ausschöpfung	1 / m²	2 / m²	3 / 11 m²	6 / 11 m²
37,1%	78,8 ± 5,5 %	96,2 ± 1,7 %	12,2 ± 9,2 %	25,8 ± 18,7%
12,6%	39,5 ± 13,1 %	73,6 ± 15,1 %	6,1 ± 2,9 %	12,7 ± 5,7 %
177%	98,8 ± 0,8 %	100 %	79,2 ± 8,9 %	94,1 ± 3,3 %

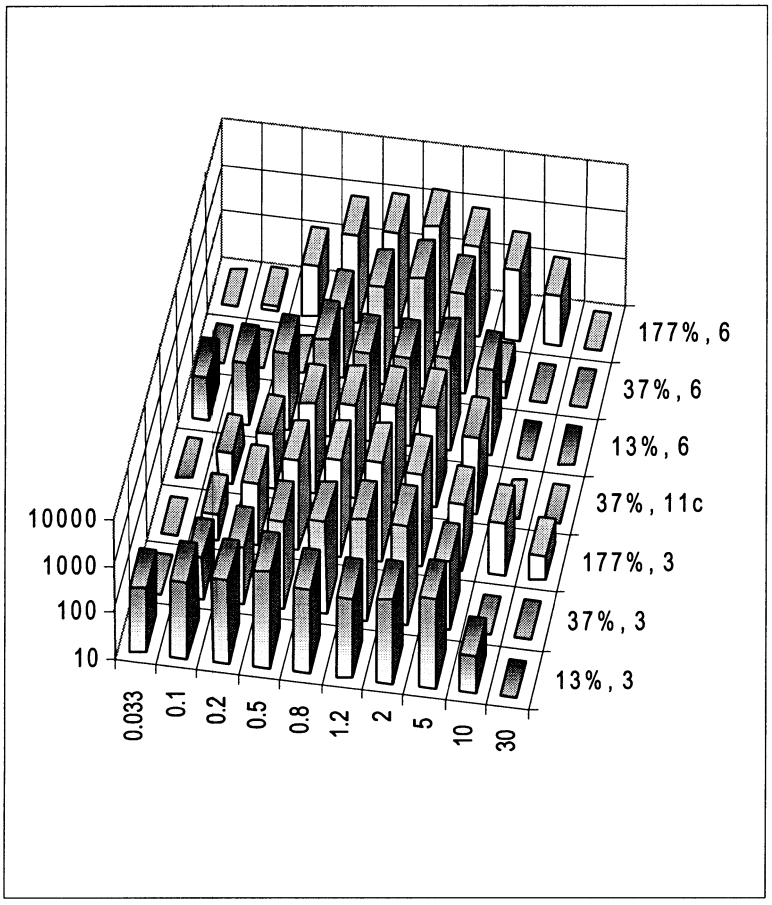


Abb. 3: Darstellung der Restaktivitätsabschätzung für die zugrundegelegten Szenarien mit verschiedenen Messrastern und unterschiedlichen Ausschöpfungsgraden des Freigabewertes mit einem kollimierten in situ-Spektrometer als Histogramm (Erläuterungen im Text). Der mit dem Index „c" bezeichnete Datensatz entspricht einer Kontaminationsmonitorsimulation und dient zu Vergleichszwecken.

Eine detaillierte Darstellung dieser Punkte und darüber hinaus durchgeführter Untersuchungen findet der interessierte Leser in [2].

7. Ausblick

In Deutschland befinden sich derzeit 16 Kernkraftwerke und zwei Brennelementewerke in der Stilllegungsphase. Zu den aktuell in der Stilllegung befindlichen kerntechnischen Anlagen werden zukünftig eine Vielzahl von Stilllegungsprojekten, im Wesentlichen Leistungsreaktoren (derzeit 18 in Betrieb) hinzukommen. Bei der Entsorgung der Gebäudestrukturen der Kontrollbereiche ist zukünftig je Leistungsreaktor mit einem Reststoffaufkommen von 150.000 bis 200.000 Mg zu rechnen. Gemäß der StrlSchV [3] soll die Freimessung eines Gebäudes grundsätzlich an der stehenden Struktur erfolgen.

Die Messtechnik der kollimierten und unkollimierten in situ-Gammaspektromtrie hat sich in den letzten Jahren als geeignet erwiesen, die Freigabemessungen an Gebäudestrukturen bzw. Geländeflächen durchzuführen.

Aus unserer Sicht sind bei zukünftigen Stilllegungsprojekten hinsichtlich dem Einsatz der in situ-Gammaspektrometrie folgende Punkte zu berücksichtigen bzw. zu verbessern:

- Einsatz der unkollimierten in situ-Gammaspektrometrie bei der Freigabe von Gebäudestrukturen
- Messung der nuklidspezifischen Dosisleistung mittels unkollimierter in situ-Messungen [5]
- Qualitätssicherung verschiedener Messstellen
- Durchführung von Rastermessverfahren
- Stufung des Freigabeverfahrens (Messstrategie abhängig von der zu erwartenden Ausschöpfung des Freigabewertes)

8. Literaturverzeichnis

[1] European Commission: High resolution in situ gamma spectrometer for use on contaminated reactor building and outdoor grounds under decommissioning, EUR 18349 EN, 1998

[2] Hummel, L.; Sitte, B.: Konzepte und Methoden zur Freigabe von Gebäudestrukturen kerntechnischer Anlagen (in Arbeit); gefördert vom Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT) und dem Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (BStMLU), 2001

[3] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV) vom 20.07.2001 (BGBl. I, Nr. 38S 1714 ff vom 26.07.01)

[4] DIN 25462: In-situ-Gammaspektrometrie zur nuklidspezifischen Umweltkontaminationsmessung, Beuth Verlag GmbH, 1999

[5] Cohrs, T.; Bestimmung der nuklidspezifischen Dosisleistung auf kontaminierten Bodenflächen und Gebäudestrukturen mit in-situ-Gammaspektrometrie, Diplomarbeit; TÜV Süddeutschland, Sept. 2000

BEHANDLUNG UND ENTSORGUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE EINER GROSSEN KRANKENANSTALT MIT UNIVERSITÄTSKLINIKEN

Alfred Hefner

A - 2444 Seibersdorf

Das Entsorgungskonzept für den radioaktiven Abfall, angefangen von der Sammlung, Beförderung, Behandlung bis zur Freigabe in einer Großklinik mit zahlreichen Forschungslabors wird dargestellt, die Problematiken erläutert und die Lösungsansätze behandelt. Der in den verschiedenen Bereichen der Abteilungen, Kliniken und Instituten dieser Großkrankenanstalt anfallende radioaktive Abfall wird zunächst in den einzelnen Abteilungen und Kliniken getrennt von anderem, inaktivem Abfall nach den derzeit gültigen Strahlenschutzgesetzen und einschlägigen Normen gesammelt. Eine große Problematik stellt die Tatsache dar, dass sich in diesem Spital auch zahlreiche Forschungslabors (170 Typ C- und Typ B- Arbeitsplätze)befinden und sich der Umfang der eingesetzten Radionuklide wesentlich von einer normalen Klinik unterscheidet. Die Organisation der örtlichen Sammlung samt Zuständigkeitsbereichen wird beschrieben. Für die Übernahme, Lagerung und Abfallentsorgung der radioaktiven Abfälle wurde eine zentrale Stelle innerhalb der Krankenanstalt eingerichtet, welche für diese Aufgaben personell und mit den geeigneten Überwachungsgeräten und Freigabemessplätzen ausgestattet wurde. Diese zentrale Stelle samt den Einrichtungen, wie Aufbau der Lagerräumlichkeiten und der Abklingräume wird ebenfalls beschrieben und erläutert, ebenso wird der innerbetriebliche Transport und die zugehörigen Vorschriften dargelegt. Ein wesentlicher Teil beschäftigt sich mit den Problemen der Freigabemessung und den hiefür verwendeten Messeinrichtungen, sowie der endgültigen Freigabe als nichtradioaktiver Müll.

Für die Anfertigung des Tagungsbandes lag nur die Kurzfassung vor.

DURCHFÜHRUNG VON FREIGABEVERFAHREN NACH §29 AM BEISPIEL DES TRIGA HEIDELBERG II

RELEASE PROCEDURE ACCORDING TO § 29 STRLSCHV ON EXAMPLE OF THE NUCLEAR RESEARCH REACTOR TRIGA HEIDELBERG II.

Jörg Cremer[1], Andreas Sold[2]

[1]Siempelkamp Nukleartechnik GmbH, Deutschland (SNT)
[2]Deutsches Krebsforschungszentrum Heidelberg (DKFZ)

Zusammenfassung *— Der Vortrag beschäftigt sich mit dem Ablauf einer Freigabe nach $29 am Beispiel des Forschungsreaktors TRIGA Heidelberg II. Hierbei wird der Aufwand des Strahlenschutzbeauftragten (SSB) des Reaktors in den Vordergrund gestellt. Am Beispiel des Verfahrens, beginnend mit der Planung und dem Antrag, weiter über die Prüfung und schließlich die Durchführung werden die komplexen Zusammenhänge deutlich. Dabei spielt die zum Einsatz kommende neue Messtechnik, die eine gewisse Einarbeitung erfordert, sowie die Verantwortung des SSB im Strahlenschutzrecht eine große Rolle. In solch kleinen Anlagen, wie dem TRIGA in Heidelberg ist die Personalsituation auf den Betrieb von Forschung und Laboratorien ausgelegt. Das Rückbaugeschäft mit seinen umfangreichen Strahlenschutzaufgaben stellt das Personal vor neue Herausforderungen, die mit den bisherigen Aufgaben koordiniert werden müssen. Die Betreuung und Verantwortung für das Freigabeverfahren nach $29 stellt das größte und sensibelste Arbeitspaket dar.*

Summary *- The aim of this lecture is to show the schedule of a release procedure according to § 29 StrlSchV on the example of the decommissioning of the nuclear research reactor TRIGA Heidelberg II. It is shown on the effort done by the radiation protection representative of this plant. Considering this example, starting with planning, application, survey and execution, the complex context of the release procedure is becomes apparent. Thereby the new applied measuring techniques that require a certain practice and the responsibility of the radiation protection representative in the radiation protection law play a relevant role.*
In such small facilities as the TRIGA Heidelberg II, the radiation protection staff are employed according to the plant's size and work is focussed on radiation protection research and laboratories. The decommissioning process with its wide range of radiation protection requirements represents new challenges which have to be coordinated with the present duties of the radiation protection representative. The supervision and the responsibility for the release procedure according to § 29 are the largest and the most sensitive part of decommissioning of the nuclear research reactor TRIGA Heidelberg II.

Schlüsselwörter *— Freimessung, Strahlenschutzbeauftragter*
Keywords *— release procedure, radiation protection representative*

1. Einleitung

Der TRIGA Heidelberg II war ein Schwimmbadreaktor mit 250 kW Leistung. Er war von Februar 1977 bis November 1999 in Betrieb. Mit dem Rückbau der Anlage kamen auf den verantwortlichen Strahlenschutzbeauftragten neue Aufgaben zu. Die Rückbautechnologie musste schon während der Planungsphase auf strahlenschutztechnische Machbarkeit hin

untersucht werden. Hierbei kam der Anlagencharakter zum tragen, der wenig Pufferplatz bietet und durch ungewöhnliche Bereichsstrukturen auffällt. So gibt es keinen betrieblichen Überwachungsbereich, sondern am LKW-Tor gibt es die Grenze KB – Staatsgebiet. Somit muss schon während der Planung die Einhaltung der Grenzwerte ins Kalkül gezogen werden. Weiterhin obliegt dem Strahlenschutzbeauftragten (SSB) die Koordination zwischen Generalunternehmer (GU), Behörde und Gutachter. Alle diese Institutionen wenden sich mit ihren Fragen und ihrem Informationsbedürfnis an den SSB. Erschwerend kommt hinzu, dass neue Messtechnik, wie z.B. der Einsatz von Freimessanlagen, in Erwägung gezogen wird, die den SSB vor einen hohen Einarbeitungsaufwand stellen.

2. Antrag und Vorlaufzeit

Für das Freigabeverfahren TRIGA HD II werden durch den Generalunternehmer (GU) Antragsunterlagen mit folgenden Punkten erstellt: Zuständigkeiten, radiologischer Zustand der Anlage (Schlüsselnuklid, Nuklidvektor, Aktivitätsinventar), Freigabeverfahren, Messverfahren, Dokumentation. Eine Aufgabe des SSB ist die Prüfung der Unterlagen hinsichtlich der Vorgaben des § 29 und des - in Baden-Württemberg existierenden - Leitfadens für Freigaben nach § 29. Der SSB prüft auch die beschriebenen Messverfahren, Messgeräte und Messvorschriften auf Eignung. Aufgrund der besonderen Anlagenstruktur des Reaktorgebäudes ist die Prüfung der anlagenbezogenen Angaben (Fremdeinstrahlung, Aufstellung der Messgeräte, Lagerung, Materialwege) der Antragsunterlage durch den SSB wichtig. Im Gebäude selbst steht nur eine bedingt nutzbare Lagerfläche zur Verfügung, so dass der Logistik (Anzahl freizumessender Gebinde, Lagerorte zu messender, bereits gemessener und zu bewertende Gebinde) eine besondere Bedeutung zukommt.

Die Antragsunterlage ist Vorraussetzung für die Durchführung des Freigabeverfahrens, sie ist vor Beginn der Behörde und dem Sachverständigen zur Prüfung vorzulegen. Um im Verlauf des Projekts Verzögerungen aufgrund der Freigabe zu vermeiden ist eine intensive Prüfung seitens DKFZ (Projektleitung, Strahlenschutz) dieser Unterlage notwendig. Dies beinhaltet u. a. Gespräche mit Behörden, Sachverständigem, dem GU als Ersteller der Unterlage und den Herstellern der Messgeräte (speziell der Freimessanlage).
Die Erstellung und Prüfung der Unterlage stellt einen zeitintensiven Prozess dar, der im Gesamtprojekt Rückbau einen erheblichen Zeit- und ggf. Kostenfaktor darstellt oder darstellen kann.

2.1 (Vorrausetzung für die) Durchführung für die Feststellung der Übereinstimmung mit dem Freigabebescheid

Der SSB stellt die Übereinstimmung im Sinne des § 29 Abs. 3 StrlSchV und des Freigabebescheids fest. Die Übereinstimmung wird anhand der von der FMA gelieferten Messergebnisse festgestellt. Um diese Feststellung treffen zu können, benötigt der SSB Kenntnisse über die Bedienung, die Kalibrierung, das Messverfahren, die Parametrierung, die wiederkehrenden Prüfungen der FMA, weiterhin Kenntnisse bzgl. der Dokumentation und der Herkunft und Zusammensetzung der Chargen. Dies erfordert ein hohes Maß an Einarbeitung für den SSB und nicht zuletzt ein hohes Vertrauensniveau zum Strahlenschutzpersonal des GU.

3. Durchführung

Im Rahmen des Rückbaus des Forschungsreaktors werden durch den GU Gebinde zusammengestellt, die der Freimessung zugeführt werden sollen. Diese Gebinde werden in Chargen zusammengefasst und vom SSB unter Angabe der Gebindenomenklatur und Datum der Freimessung bei der Behörde angemeldet. Bis zur eigentlichen Freimessung werden die Gebinde in markierten Bereichen (Zonen) der Anlage zwischengelagert. Nach erfolgter Messung werden die Gebinde - abhängig vom Messergebnis - wiederum in Zonen verbracht. Der SSB legt die Bereiche, in denen solche Zonen eingerichtet werden können, zusammen mit dem arbeitsbegleitenden Strahlenschutz des GU fest. Die geringen Lagerkapazitäten im Reaktorgebäude müssen bei der Anzahl der pro Charge angemeldeten Gebinde, der Einteilung der Zonen und dem Transport von und zur Messung berücksichtigt werden und werden durch den SSB der Anlage koordiniert.

Nach Anmeldung der Charge und unter Einhaltung einer Wochenfrist kann die eigentliche Freimessung erfolgen. Die Wochenfrist dient u. a. dazu der Behörde und dem Gutachter Aufsichtsbesuche und Kontrollmessungen zu ermöglichen. Diese Termine sind durch den SSB zu koordinieren.

Vor der Freimessung ist die Freimessanlage auf ihre ordnungsgemäße Funktion zu überprüfen. Geprüft werden die Kalibrierung, die Parametersätze sowie der Nulleffekt.

Während der Messung überwacht der SSB die Eingabe folgender Messparameter: Gebindenomenklatur, Art des Gebindes, Füllgrad des Gebindes, Nuklidvektor und der Stoffgruppe. Die Angabe der Stoffgruppe ist relevant hinsichtlich der Bewertung des Messergebnisses (Einhaltung der massenspezifischen oder/und der flächenspezifischen Grenzwerte).

Nach Beendigung der Messung erstellt die FMA ein Messprotokoll, dass die o. g. Parameter, das Messergebnis und ggf. Grenzwertüberschreitungen enthält. Dieses Protokoll wird durch den SSB auf Vollständigkeit und Plausibilität geprüft.
Das Messprotokoll dient als Grundlage für Bewertung des Gebindes. Sind sämtliche Parameter korrekt eingestellt und hat die Überprüfung der Anlage keine Beanstandungen ergeben, kann normalerweise bei Unterschreitung der Messwerte eine Freigabe erteilt werden. Aber selbst bei korrekt eingestellter und überprüfter Anlage können in einigen Fällen (z. B. Ausweisung von Inhomogenität, negativer Aktivität, Bewertung von Mittelungsflächen) die Aussagen des Messprotokolls nicht ausreichend sein, um eine ordnungsgemäße Bewertung des Gebindes durchführen zu können. Im Falle von Inhomogenität und negativer Aktivität kann über Plausibilitätsbetrachtungen eine Bewertung durchgeführt werden. Für die Bewertung von Mittelungsflächen existiert in Baden-Württemberg ein Mittelungskriterium, dass, falls ordnungsgemäß angewandt, größere Mittelungsflächen als die in der StrlSchV genannten zulässt.

4. Fazit

Trotz der detailliert dargestellten Vorgehensweise in der Antragsunterlage für das Freigabeverfahren nach § 29 StrlSchV und eines aufgrund dieser Unterlage erteilten Freigabebescheids, befindet sich dieses Verfahren permanent in der Be- bzw. Überarbeitung. Das liegt zum größten Teil in der Komplexität der Freimessanlage, bedingt durch Kalibrierung, Parametrierung und Interpretation der Messergebnisse, zum andern ist der § 29

hinsichtlich seiner Auslegung von Seiten der Behörden und des Antragstellers interpretationsfähig.

FREIGABEMESSUNGEN AN EINER HEIßE ZELLEN ANLAGE

CLEARANCE MEASUREMENTS ON A HOT CELL BUILDING

Peter Hewing, Siemens AG, Power Generation, D-63791 Karlstein, Seligenstädter Straße 100

Zusammenfassung

Eine ehemaligen Heiße Zellen Anlage der Siemens AG, in der 1999 noch Dosisleistungen von größer 99 Sv vorherrschten, wurde dekontaminiert und mit Ausnahme des Kellergeschosses freigemessen. Die Freigabe zum Abriss durch die Behörde erfolgte im November 2004. Direkt danach wurde begonnen die oberen Geschosse des Gebäudes konventionell abzureißen. Zur Dekontamination wurden die eigentlichen Zellen – Räume mit Wänden aus Beton von einem Meter Dicke – mittels Diamantsägen zerlegt und die dabei entstandenen Betonblöcke extern weiterbehandelt. Von den übrigen Decken, Böden und Wänden wurde die Kontamination entfernt, indem der Putz abgeklopft oder der Estrich abgefräst wurde. Nach der Dekontamination wurde anhand von Materialproben der Nachweis der erfolgreichen Dekontamination geführt. Erst danach wurde mit der eigentlichen Freimesstätigkeit begonnen. Zur Vereinfachung der Dokumentation wurden die einzelnen Räume des Gebäudes in sinnvoll zusammen gehörende Freigabeschritte unterteilt. Der Großteil der Messungen erfolgte mit der In-situ Gammaspektrometrie, sowohl kollimiert wie auch unkollimiert. Weiterhin wurden zahlreiche Materialproben genommen, Direktmessungen mit Oberflächenkontaminations-monitoren und Wischtestmessungen durchgeführt. Alle Messungen wurden dokumentiert und je Freigabeschritt zusammengefasst an die zuständige Behörde als Freigabeantrag eingereicht. Nach den Kontrollmessungen der Behörde erfolgte die Zustimmung zur Freigabe.

Summary

A former hot-cell facility of Siemens AG, in which dose rates in excess of 99 Sv were still prevailing in 1999, was decontaminated and subjected, except for the basement, to radiological clearance measurements. The authorities released the building for demolition in November 2004. Demolition of the upper stories of the building was started immediately afterwards using conventional techniques. For decontamination, the actual cells themselves – rooms with one-meter-thick concrete walls – had been dismantled using diamond saws and the resulting concrete blocks sent off-site for further processing. Contamination was removed from the remaining ceilings, walls and floors by knocking off the plaster and milling away the screed. Material samples were taken to confirm that decontamination had been successful. It was only then that the actual clearance measurements began. The individual rooms were grouped together into logically arranged "clearance steps" to simplify documentation. Most of the measurements were performed by in-situ gamma spectroscopy, with and without collimation. In addition, numerous material specimens were removed, direct surface measurements performed using contamination monitors, and wipe tests carried out. Records were made of all measurements and sorted according to clearance steps before being submitted to the competent authorities as an application for release from regulatory control. After the authorities had taken their own verification measurements they issued their approval for release.

1 Einleitung

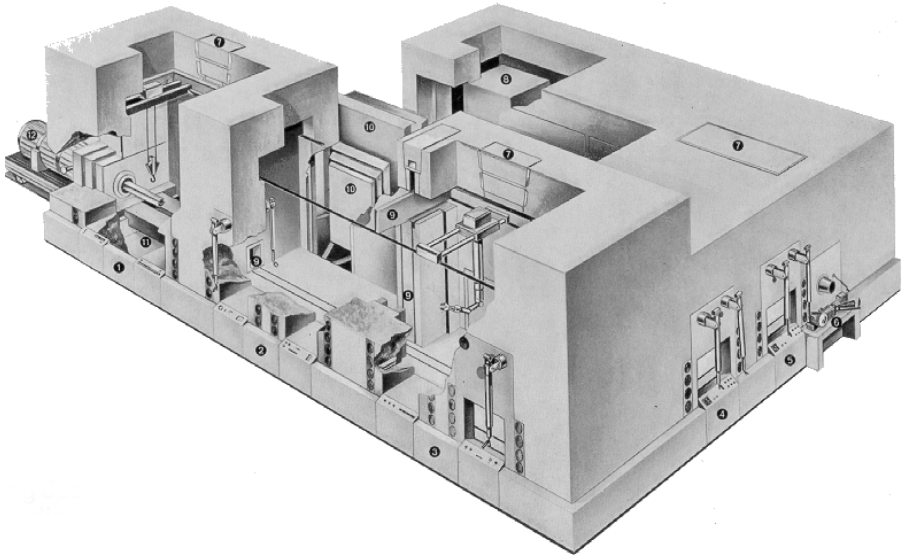
Zur Intensivierung der Entwicklung in der Reaktortechnik entschloss sich die damalige AEG-Telefunken im Jahre 1967 eine Heiße-Zellen-Anlage zu bauen, in der umfassende Nachbestrahlungsuntersuchungen ganzer Brennelemente ohne weiteres möglich waren. Nach einer Bauphase von nur anderthalb Jahren begann im Jahre 1969 mit der Untersuchung des bestrahlten Elementes H3 aus dem VAK der ‚heiße' Betrieb in der Anlage.

Nach ca. 20jähriger Betriebszeit, und der Übernahme der Anlage durch die neugegründete KWU, die dann in der Siemens AG aufging und in denen wertvolle Beiträge zur Leistungs- und Effizienzsteigerung nuklearer Qualitäts-Brennelemente geleistet wurden, beschloss die Firmenleitung 1989, aufgrund wirtschaftlicher Überlegungen, die Einstellung der Nachbestrahlungsuntersuchungen. Seitdem befindet sich die Anlage im Rückbau. Im Sog dieser Stilllegung wurden bereits in der Vergangenheit periphere Kontrollbereiche am Standort in Karlstein erfolgreich dekontaminiert, freigemessen und einer konventionellen Nutzung zugeführt oder abgerissen [1,2].

2 Raumaufteilung, ehemalige Nutzung

Kernstück des etwa 35 m langen und 22 m breiten Gebäudes war im Erdgeschoss ein U-förmiger Betonblock der neun Heiße Zellen enthielt (Abb. 1).

Abb. 1: Schnittzeichnung des Zellenblocks



Die Wände der Zellen waren 1,10 m dick und zum Teil aus Schwerbeton (Dichte: 3,5 g/cm³) hergestellt. Drei der Zellen wiesen eine Länge von 5 m auf zur Handhabung ganzer Brennstäbe, die übrigen Zellen waren 2,3 m breit. Hier wurden nur noch einzelne Proben oder kleine Teile gehandhabt.
Die Abschirmungen der Zellen waren so ausgelegt, dass in der speziellen Lagerzelle $8{,}88 \times 10^4$ TBq (bezogen auf Co-60), in den weiteren großen Zellen $4{,}44 \times 10^4$ TBq und in den kleinen Zellen noch $3{,}7 \times 10^2$ TBq gehandhabt werden konnten.

Insgesamt bestand das Gebäude aus vier Geschossen, in denen auch die Nebenräume zur Aufrechterhaltung des Kontrollbereiches, wie Zu- und Abluftanlage, Abwasseraufbereitung, Abfallbehandlung und Messräume, untergebracht waren. Entsprechend den früheren Umgängen waren die einzelnen Räume des Gebäudes in vier unterschiedliche Kontaminationszonen eingeteilt.

Zone I: Alle Räume außerhalb des Kontrollbereiches,
Zone II: Räume im Kontrollbereich, die im Normalbetrieb kontaminationsfrei waren,
Zone III: Räume die während des Normalbetriebes kontaminiert waren,
Zone IV: Räume mit starken Kontaminationen (alle Zellen).

Die früheren Umgangsgenehmigungen des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU) gemäß § 9 Atomgesetz, erlaubten den Umgang mit etwa 700 kg Kernbrennstoff einschließlich der durch Bestrahlung erzeugten radioaktiven Spalt- und Aufbauprodukte. Sonstige radioaktive Stoffe waren bis zu einer Aktivität vom $5x10^{11}$fachen der Freigrenzen der damals gültigen Strahlenschutzverordnung genehmigt.
Für die Rückbautätigkeiten, die Dekontamination und die Freimessung wurde eine eigene Genehmigung beantragt und erteilt.

3 Dekontamination

Zunächst wurde parallel in den Räumen des Kellergeschosses und in den Räumen der Erd- und Obergeschosse dekontaminiert. In einigen Kellerräumen war jedoch die Kontamination so tief in die Baustruktur eingedrungen, dass eine vollständige Entfernung die Standsicherheit des Gebäudes beeinträchtigt hätte. Daher wurde eine Zweiteilung des Rückbaues beschlossen, indem zunächst nur die Räume der Erd- und Obergeschosse dekontaminiert, freigemessen und konventionell abgerissen werden. Die Haupttätigkeit bei der Dekontamination des oberen Gebäudeteils war die Entfernung des Betonblockes der Heißen Zellen wie er in Abbildung 1 ersichtlich ist. Aufgrund der vielen kontaminierten Durchführungen war eine Dekontamination vor Ort und die anschließende Nachweisführung der Kontaminationsfreiheit an der stehenden Struktur zu aufwändig. Nach einer gründlichen Vorplanung wurde im Frühjahr 2001 begonnen den Betonblock der Heißen Zellen mit Diamantdrahtsägen in einzelne Blöcke von ca. 8 Mg zu zerlegen. Insgesamt wurden so 235 Blöcke mit einer Gesamtmasse von 983 Mg gesägt. Alle Blöcke wurden sukzessive in 65 Container verladen und in 46 Transporten an einen externen Weiterverarbeitungsbetrieb gegeben.

4 Freigabeverfahren

Für das gesamte Freigabeverfahren gemäß § 29 StrlSchV war die Zustimmung des bayerischen Landesamtes für Umweltschutz notwendig. Die Vorgehensweise wurde in mehreren Anweisungen festgelegt. Die wesentlichen Randbedingungen des Freigabeverfahrens sind in den nachfolgenden Abschnitten beschrieben.

4.1 In-situ Messungen

Mit der In-situ-Gammaspektrometrie wurde flächenmäßig der größte Anteil der Messungen durchgeführt. Mit zwei Messgeräten gleichzeitig wurde in den Räumen sowohl unkollimiert wie auch kollimiert gemessen.
Beide Messgeräte wurden im Rahmen einer Inbetriebsetzungsprüfung (IBS) zusammen mit einem Gutachter des TÜV kalibriert.

4.1.1 Unkollimierte In-situ-Messungen

Bei den Messungen wurde zunächst versucht mit unkollimierten Messungen zum Ziel zu kommen. Bei den Messungen war zu überprüfen, ob an der vom Detektor entferntesten Stelle

der für die Mittelungsfläche von 1 m² zulässige Aktivitätswert eingehalten wurde. Dazu wurde der Freigabewert von 22,2 kBq für Cs-137 (siehe Tabelle 2) durch die bei der IBS ermittelte Aktivität (A_H) die in einem Meter Abstand 1 ips erzeugt und durch das Quadrat des maximalen Abstandes dividiert. Die so erhaltenen Impulsrate wurde dann noch durch das Produkt aus der zugehörigen Effizienz der Messgeometrie (E) und der Übergangswahrscheinlichkeit ($I\gamma$) der 662 keV–Linie von Cs-137 dividiert und damit die maximal zulässige flächenspezifische Aktivität ($A_{max,Cs,FS}$) umgerechnet. In einer mathematischen Formel (s Gl.1) dargestellt ergibt sich folgendes Bild:

$$A_{\max,Cs,FS} = \frac{A_{\max,Cs}}{A_H} \cdot \frac{1}{c^2} \cdot \frac{1}{E \cdot I_\gamma} \tag{1}$$

4.1.2 Kollimierte In-situ-Messungen

Für kollimierte Messungen wurde der Messwert für die flächenspezifische Cs-137-Aktivität ($A_{Cs,FS}$) mit der Messfläche (F_M), mit dem Korrekturfaktor (f_K) und dem Hochrechnungsfaktor (f) multipliziert (s. GL. 2).

$$A_{ges} = A_{Cs,FS} \cdot F_M \cdot f_K \cdot f \tag{2}$$

Aufgrund der Abnahme der Effizienz im Randbereich kann bei einem Öffnungswinkel >80° die maximal zulässige Oberflächenkontamination unterschätzt werden. Deshalb wurde im Rahmen der IBS ein Korrekturfaktor (f_K) ermittelt, mit dem die erzielten Ergebnisse bei der Berechnung der in der Messfläche enthaltenen Gesamtaktivität zu multiplizieren waren. Der Korrekturfaktor differiert geringfügig für die beiden Geräte und liegt bei 1,28.

4.2 Ergänzende Messungen

In den Bereichen, in denen die In-situ Messung nicht eingesetzt werden konnte, wurden ergänzende Messungen mit Materialproben, Wischtestmessungen oder Direktmessungen mit Oberflächenkontaminationsmonitoren durchgeführt.
Die waren z. B. Bereiche mit eingeengten Platzverhältnissen, wie in Wanddurchbrüchen. Weiterhin wurden alle Dübellöcher ausgebohrt oder im Boden auch ausgestemmt und das dabei entstehende Material gammaspektrometrisch ausgemessen.
Sämtliche Türen, Tore und Fenster wurden ergänzend mit Oberflächenkontaminations-monitoren gemessen.

4.3 Nuklidvektoren

Für alle Freimessungen wurde ein Nuklidvektor verwendet, der erstmalig im Jahre 1993 anhand zahlreicher Proben ermittelt wurde. In den Folgejahren und insbesondere bei den Dekontaminationstätigkeiten und Freimessungen wurde der Vektor immer wieder verifiziert.
In der Tabelle 1 ist der Nuklidvektor dargestellt.
Aufgrund des hohen Anteils an Sr-90, das als reiner Beta-Strahler mit der In-situ-Gammaspektrometrie nicht erfassbar ist, musste eine begleitende Verifizierung des Nuklidvektors erfolgen. Dazu wurde je Raumabschnitt eine festgelegte Anzahl an Proben, die bei der Befüllung von Fässern mit Bauschutt, die während der Dekontamination des Gebäudes genommen wurden, auf Sr-90 untersucht. Abweichungen vom Nuklidvektor konnten dabei an keiner der Proben festgestellt werden.

Tabelle 1. Nuklidvektor

Nuklide	Anteile	Nuklide	Anteile	Nuklide	Anteile
Fe-55	9,10E-04	Pm-147	9,25E-04	U-235	2,99E-07
Co-60	1,42E-03	Eu-154	4,46E-03	U-238	3,99E-05
Ni-63	2,19E-02	Eu-155	7,93E-04	Pu-238	1,99E-03
Sr-90	3,23E-01	Th-231	2,99E-07	Pu-239	8,30E-04
Y-90	3,23E-01	U-233	9,69E-06	Pu-240	1,33E-03
Sb-125	9,83E-05	Th-234	3,99E-05	Pu-241	1,38E-01
Cs-134	1,57E-05	U-234	8,14E-05	Am-241	7,72E-02
Cs-137	1,04E-01	Pa-234	3,99E-05	Cm-244	4,16E-04

4.4 Freigabewerte

Auf der Basis des im vorigen Abschnittes dargestellten Nuklidvektors wurden die Freigabewerte gemäß Summenformel und den weiteren Randbedingungen des § 29 StrlSchV gerechnet. In der Tabelle 2 sind die Freigabewerte für die Gesamtaktivität und für das Schlüsselnuklid Cs-137 je Freigabepfad aufgeführt. Zur Berechnung der abgeleiteten Freigabewerte siehe auch [3].
Der überwiegende Teil des Gebäudes wurde gemäß Spalte 10 „Gebäude zum Abriss“ gemessen. Die Nordwand des Gebäudes ist gleichzeitig Außenwand des Nachbargebäudes, das nicht abgerissen werden soll. Hier wurde auf Spalte 8 „Gebäude zur Wieder-, Weiterverwendung“ gemessen. In Fässern abgefüllter Bauschutt wurde zur uneingeschränkten Verwendung entsprechend Spalte 5 gemessen.

Tab. 2: Freigabewerte

	uneingeschränkte Freigabe von				Freigabe von		
Oberflächen-kontamination	festen Stoffen, Flüssigkeiten mit Ausn. von Sp. 6	Bauschutt, Bodenaushub von mehr als 1000 t/a	Boden-flächen	Gebäuden zur Wieder-, Weiterver-wendung	festen Stoffen, Flüssigkeiten zur Beseitigung mit Ausn. von Sp. 6	Gebäuden zum Abriss	Metallschrott zur Rezyklierung
4	5	6	7	8	9	10	10a
0,83 Bq/cm²	0,50 Bq/g 0,053 Bq/g Cs-137	0,50 Bq/g 0,053 Bq/g Cs-137	0,50 Bq/g 0,053 Bq/g Cs-137	1,21 Bq/cm² 0,13 Bq/cm² Cs-137	4,2 Bq/g 0,44 Bq/g Cs-137	21,3 Bq/cm² 2,22 Bq/cm² Cs-137	2,1 Bq/g 0,22 Bq/g Cs-137 Oberfläche 0,83 Bq/cm²

4.5 Nachweis des Sanierungserfolges

Zum Nachweis, dass die Dekontamination erfolgreich war, wurden oberflächennahe Proben genommen. Hierfür wurden auf allen Flächen mit einer an die Betriebshistorie und dem ursprünglichen Kontaminationsniveau angepassten Messdichte Materialproben entnommen

und gammaspektrometrisch ausgewertet. Unterschritt im Mittel in in allen Proben je Raum die Konzentration an Cs-137 den Wert von 0,05 Bq/g (entspricht dem Wert gemäß Spalte 5 in Tab. 2) wurde mit den Entscheidungsmessungen begonnen.

4.6 Tiefenprofile

Für die In-situ Messungen wurde eine Eindringtiefe der Restkontamination von maximal 3 cm angenommen. Zum Nachweis, dass diese Annahme richtig ist, wurden Tiefenprofile in drei Schichten entnommen und gammaspektrometrisch gemessen. In der dritten Schicht, also in 2-3 cm Tiefe, musste Cs-137 kleiner einer Nachweisgrenze von 0,001 Bq/g sein.

5 Ergebnisse, Dokumentation

Insgesamt wurden die Räume in den drei Geschossen in 14 einzelne Freigabeschritte unterteilt und für jeden dieser Freigabeschritte eine eigene Dokumentation erstellt.
Mit dem In-situ-Messgerät wurden 770 kollimierte und 210 unkollimierte Messungen durchgeführt. Mit dem Oberflächenkontaminationsmonitor erfolgten 900 Messungen. Die Anzahl der Wischtestmessungen ergab 480 und die Materialproben summierten sich auf 1180. Bei den Messungen im ehemaligen Kontrollbereich mit der In-situ-Gammaspektrometrie auf den insgesamt 4372 m² der drei Geschossflächen wurde eine Restradioaktivität von 18,45 MBq bestimmt. Daraus berechnet sich eine mittlere gemessene Flächenkontamination von ca. 0,42 Bq/cm². Der genehmigte Freigabewert wurde somit im Mittel um den Faktor 52 unterschritten.
Für jeden Freigabeschritt wurde die Dokumentation bei der Behörde eingereicht und die Zustimmung zur Freigabe beantragt. Alle durchgeführten Messungen wurden danach von Aufsichtsbeamten des LfU zügig mit Stichproben kontrolliert. Auf dieser Basis erfolgte die Zustimmung zur Freigabe durch das LfU. Die Zustimmung zur Freigabe zum letzten Freigabeschritt wurde am 19. November 2004 erteilt. Am 23. November 2004 begann der konventionelle Abriss.

6 Zeitaufwand

Mit den Entscheidungsmessungen wurde im Januar 2004 begonnen. Die letzten Messungen wurden Ende September 2004 beendet und die Dokumentation des letzten Freigabeschrittes bei der Behörde eingereicht.
Zeitweise waren bis zu zehn Mitarbeiter mit den Freigabemessungen und deren Dokumentation beschäftigt. Die Arbeitsstunden haben sich auf insgesamt ca. 10.000 h summiert.

7 Literatur

[1] P. Hewing: Erfahrungen aus der Freimessung eines Radionuklidlabors, FS-95-77-T Tagungsband II, S. 528

[2] P. Hewing: Freigabemessungen an einer ehemaligen Verbrennungsanlage für radioaktive Abfälle, FS-97-83-T Tagungsband S. 277

[3] P. Hewing: Die Anwendung der Grenzwerte aus dem 10 µSv-Konzept in der Praxis, FS-01-118-T Tagungsband S. 199

STRAHLENSCHUTZ BEIM RÜCKBAU VON HEIßEN ZELLEN

RADIATION PROTECTION AT DECOMMISSIONING OF “HOT CELLS”

Kaiser, Frank; Jansen, Sven; VKTA (Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e.V.)

Zusammenfassung

Eines der Aufgabengebiete des VKTA ist der Rückbau zahlreicher nuklearer Altanlagen auf dem Gelände des Forschungsstandorts Rossendorf. Zur Produktion von Radiopharmaka wurden in verfahrenschemischen Prozessen hochaktive Flüssigkeiten unterschiedlicher Nuklidzusammensetzungen (Cs-137, Sr-90, U- und Pu-Isotope) gehandhabt. Die Herstellung von Strahlengroßquellen erfolgte auf der Basis von in einem Leistungsreaktor bestrahlten Feststoffen wie z.B. Na, Co, Cs und Ir.

Dementsprechend vielfältig war das Kontaminationsbild in den u.a. als Heißen Zellen ausgelegten Isotopenproduktionsstätten. Für den Rückbau dieser waren die damit einhergehenden Anforderungen an den planenden und arbeitsbegleitenden Strahlenschutz zur Inkorporationsvermeidung (besonders der Alphastrahler) und Minimierung der äußeren Exposition entsprechend hoch. Die Planung und Durchführung des Rückbaus resultierte u. a. in der Realisierung von gestaffelten Personen- und Materialschleusen, die strahlenschutztechnisch engmaschig überwacht wurden, um frühzeitig Schlussfolgerungen für den Personenschutz ableiten zu können. Zum anderen kamen in großem Umfang fernbediente Messgeräte und fernhantierte Rückbaugeräte zum Einsatz.

Summary

One of VKTA’s assignments is the decommissioning of numerous old nuclear plants in the area of the Research Center Rossendorf. Here highly active liquids of many different nuclides (e. p. Cs-137, Sr-90, U- and Pu-isotops) were handled to produce radiopharmaceuticals. Industrial sources were generated on the basis of highly active solids like Na, Co, Cs and Ir irradiated in a power reactor.

According to this there are various forms of contamination in these former isotope production plants also referred to as “hot cells”. Thus the requirements on the planning and work-accompanying radiation protection service were high when decommissioning these plants. Avoidance of incorporations had to be brought in line with minimization of outer exposition. This has been achieved by using graduated material and person sluices monitored small meshed in terms of radiation protection to allow fast reactions for person’s protection and safety and also by applying remote controlled measuring systems as well as teleguided decommission machines in a huge scale.

Schlüsselwörter – Heiße Zellen, Strahlenschutz, Inkorporation, ODL, Fernhantierung

Key words – Hot Cells, radiation protection, incorporation, local dosage rate, teleguiding

1 Von der Historie zum Rückbaukonzept

Eines der Aufgabengebiete des VKTA ist der Rückbau zahlreicher nuklearer Altanlagen auf dem Gelände des Forschungsstandorts Rossendorf. Dazu gehören Forschungsreaktoren, aktive Laboranlagen, Warme und Heiße Zellen, in denen verfahrenschemische Anlagen z.B. zur Produktion von Radiopharmaka (u.a. AMOR – Anlage zur Molybdänproduktion Rossendorf) oder auch Anlagen zur Produktion von hochaktiven Strahlenquellen untergebracht sind, sowie Lager und Konditionierungseinrichtungen für feste und flüssige radioaktive Abfälle verschiedenster Aktivitätsklassen.

Große Teile der in Rossendorf verwendeten Produktionsprozesse radioaktiver Stoffe begannen mit der chemischen Bearbeitung bestrahlter Kernbrennstoffe. Viele Nuklidvektoren bestanden und bestehen aus Cs-137+, Sr-90+, in kleineren Anteilen Eu-152 und Eu-154 sowie Alphastrahler wie U, Pu und Am-241. Große Teile der Rückbauprozesse mussten daher unter den Rahmenbedingungen durchgeführt werden, die durch die Handhabung offener Alphakontaminationen diktiert werden. Beim Rückbau der Heißen Zellen kam erschwerend auf Grund hoher Ortsdosisleistungen die Minimierung der äußeren Exposition hinzu. Aus diesem Grund erfolgte das Ausräumen und Dekontaminieren der Heißen Zellen fernhantiert.

Die Heißen Zellen 1, 9 und 10 gehörten zu Anlage für Strahlenquellen. Hier wurden hauptsächlich mechanische Arbeiten an bestrahlten Targets (Co-60, Ir-192) vorgenommen. Die Strahlung hier resultierte aus zurückgebliebenen Resten des Targetmaterials, aktiviertem Hüllmaterial der Targets, auf den Oberflächen abgesetzten Aerosolen sowie Sedimentationen an unzugänglichen Stellen auf Grund von Spülungen der Zelle. Die ODL betrug hier 1 – 15 mSv/h in 1 m Höhe, konnte in der Nähe zurückgebliebenen Targetmaterials jedoch auch 1 Sv/h überschreiten. Der Rückbau geschah mittels eines fernbedienten Werkzeugträgers, welcher die Werkzeuge trug, die mittels Master-Slave-Manipulator geführt wurden. Über den Werkzeugträger geschahen weiterhin das Ausschleusen der gefüllten aus und das Einschleusen der leeren Abfallbehältnisse in die jeweilige Heiße Zelle.

Anders stellte sich die Situation in der Heißen Zelle 2 der sogenannten AMOR-Anlagen dar: Hier wurde das bestrahlte Brennelement in Salpetersäure gelöst und die entstandene Lösung aus Uranylnitrat, Aluminiumnitrat und -oxid in ersten Schritten bearbeitet. Die Kontaminationen bestanden aus Bruchstücken von nicht völlig gelösten Brennelementen, auskristallisierter und als Kruste vorliegender Prozesslösung sowie nichtkristallisierter Prozesslösung. Hier erfolgte der Rückbau der Systemkomponenten wie z.B. Zentrifuge, Prozessfilter, Konverter oder Ventilblöcke mittels ertüchtigter vorhandener und neu installierter Krantechnik. Der Abfallweg bestand aus einem Schienensystem zur Führung der Reststoffbehältnisse. Aus dem Rückbaubereich ausgeschleust wurden die Abfälle mittels einer Doppeldeckelfassschleuse.

2 Fernhantierter Rückbau

Beim Rückbau der Heißen Zellen sind die Phasen Leerfahren (1), Ausräumen der beweglicher Komponenten mittels Manipulatoren (2) sowie Ausräumen und Zerlegen der in Phasen (2) übrig gebliebenen Einrichtungen mittels fernhantierten Werkzeugen (3) abgeschlossen. Dem schließt sich der manuelle Rückbauschritt (4) für die restlichen technologischen Einrichtungen der Heißen Zellen inklusive Zellenliner an. Die hohen Ortsdosisleistungen (Kap. 3.3 und 3.5) ließen in den Phasen (1) bis (3) mit Ausnahme unvermeidbarer kurzzeitiger Interventionen keinen Aufenthalt von Personen am Rückbauort zu.

2.1 Heiße Zelle 2

Zu Beginn des Rückbauschritts (3) – fernhantiertes Ausräumen befand sich die Heiße Zelle 2 (HZ 2, siehe auch Abb. 2-1) gegenüber dem Produktionsende in einem nahezu unverändertem Zustand, lediglich die Prozesssysteme waren gespült. Der Rückbauschritt (2) konnte hier nur in geringem Umfang stattfinden. Die ODL in der Zelle betrug 5 – 35 mSv/h.

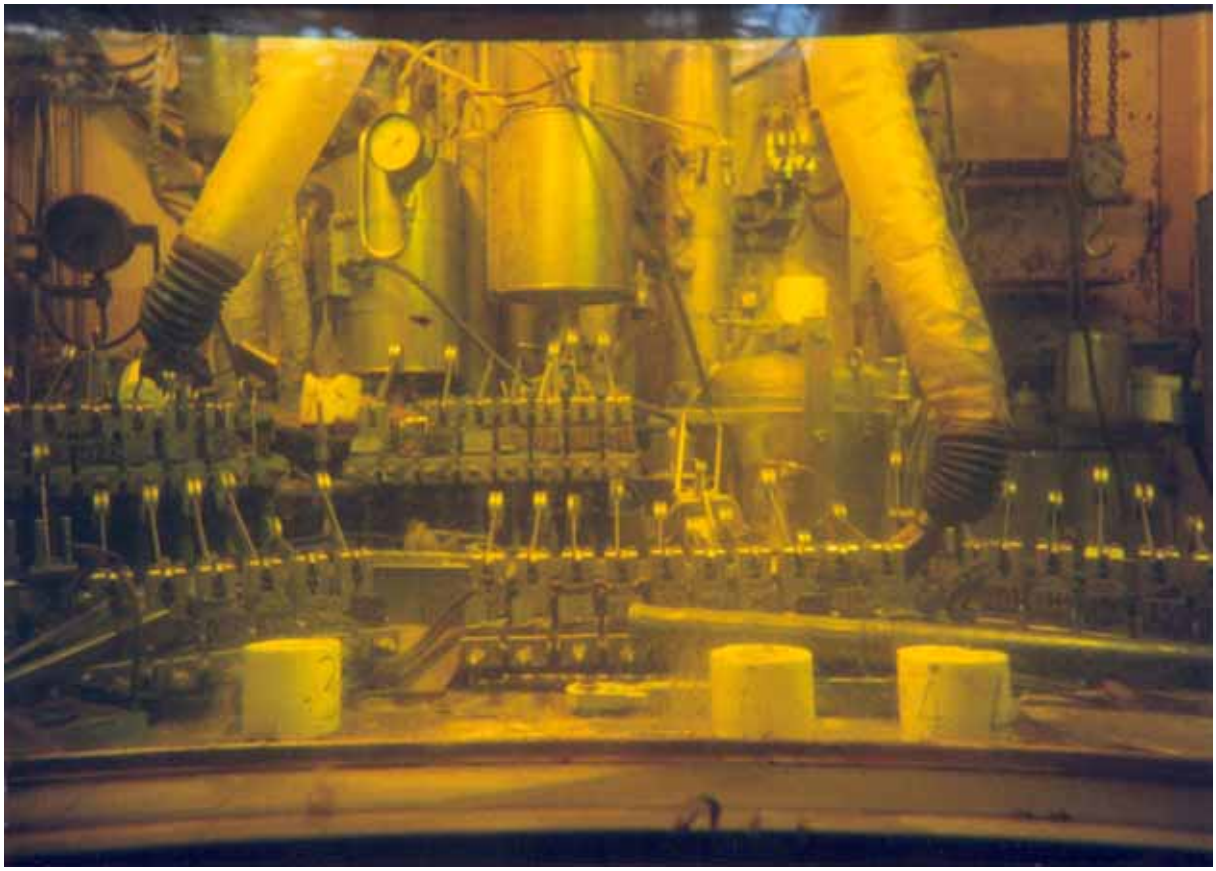


Abb. 2-1: Blick in die HZ 2 vor Beginn der fernhantierten Demontage

An ertüchtigte vorhandene und neuinstallierte Krantechnik wurden ausschließlich handelsübliche Werkzeuge und Maschinen (z. B. Trennschleifer, Knapperer, Hydraulikschere) gehangen, die mittels Master-Slave-Manipulatoren geführt wurden. Alle elektrischen Schaltvorgänge geschahen von außen, wozu die handelsüblichen Elektrowerkzeuge entsprechend umgerüstet werden mussten. Die visuelle Überwachung geschah über direkten Sichtkontakt durch das Strahlenschutzfenster oder über Kameras.

Abgebaute Prozesskomponenten wurden direkt in Presstrommeln verpackt, Brennelementbruchstücke und Reste der Prozesslösung (kristallisiert oder gebunden) in 5 l-Eimer. Die Mehrheit der Abfallgebinde hatte mit 1 bis 100 mSv/h eine so hohe Dosisleistung, dass jede unnötige Handhabung des unabgeschirmten Gebindes ausgeschlossen werden musste. Die Abfalldeklaration und die Bestimmung des Brennstoffgehalts konnten somit nur auf Basis fernbedient durchgeführter ODL-Messungen und der gut gesicherten Kenntnis des Nuklidvektors erfolgen. Die ODL des Gebindes wurde mit 2 verschiedenen Sonden gemessen und anschließend mittels Abschirm-Rechenprogramm „MicroShield“ für beide Sonden unabhängig auf das Aktivitätsinventar rückgerechnet. Das Gebinde wurde zum Ausschleusen freigegeben, wenn die berechneten Inventare keine unakzeptable Abweichung voneinander zeigten

und der höchstzulässige Brennstoffgehalt (15 g / 100 kg) im Abfallgebinde nicht überschritten war.

Der Dekontaminationserfolg wurde rückbaubegleitend durch fernhantierte ODL-Messungen mittels eingeschleuster Sonde für Überblicksmessungen und nach ausgewählten Rückbauschritten durch mittels RoSCAN gewonnener Gammascans (Kap. 3.4) dokumentiert. Diese Daten stellten eine Grundlage der weiteren Abbauplanung dar. Die ODL in der HZ 2 liegt nun bei 10-40 µSv/h und stellt kein Hindernis für den noch folgenden manuellen Abbau dar.

Nach Abschluss der Fernhantierung und vor dem manuellen Rückbau erfolgte als Zwischenschritt die Reinigung des mit höheraktiven Abfällen verstopften Abflusses der HZ 2 mit einem Hochdruck-Spülsystem bei einem Betriebsdruck von 900 bar. Die harten und auskristallisierten Rückstände der Prozessflüssigkeit wurden durch den hohen Wasserdruck zertrümmert und ausgespült, das Spülwasser in einer Spezialschleuse aufgefangen und in ein Behältersystem gepumpt. Bei dem Rückbauschritt „Spülung Zellenabfluss HZ2“ erfolgten einzig durch homogenisieren und beproben des Behältersystems Strahlenexpositionen (siehe Kap. 3.5). Die ODL am Einlauf des Abflusses liegt nun bei ca. 150 µSv/h.

2.2 Heiße Zellen 1, 9 und 10

Die Ausgangssituation in den Heißen Zellen 1, 9 und 10 unterscheidet sich auf Grund der unterschiedlichen Betriebshistorie deutlich von der HZ 2. Hier wurden überwiegend Feststoffe gehandhabt (Kap. 1). Die ODL lag im Mittel bei 2 mSv/h, punktuell bei bis zu 300 mSv/h.

Für den fernhantierten Rückbau wurde auf Grund anderer räumlicher und planerischer Vorraussetzungen im Unterschied zum Rückbau der HZ 2 ein Werkzeugträger entwickelt und erprobt (Abb. 2-2). Der hinter der jeweiligen Heißen Zelle aufgebaute Werkzeugträger bestand aus einem gegeneinander verfahrbaren Schienensystem, über welches eine Säule mit einem schwenk- und ausfahrbaren Ausleger über die Zellentür in die Heiße Zelle eingefahren werden konnte. Am Ausleger befand sich ein Elektrokettenzug, über den im Zusammenspiel mit 2 Master-Slave-Manipulatoren und modifizierten Führungs- sowie Anschlagadaptern industrieerprobte Standardabbau- und -zerlegewerkzeuge (Trennschleifer, Knapperer, Hydraulikschere) geführt wurden. Auch das Schleusen der Abfälle (i. d. R. in Presstrommeln) erfolgte mittels des Werkzeugträgers. Die elektrischen Schaltvorgänge und die Überwachung der Vorgänge geschahen analog HZ 2.

Abb. 2-2: Werkzeugträger beim fernbedient gesteuerten Schleusen der in Presstrommeln verpackten Reststoffe

3 Strahlenschutz im Rückbau der Heißen Zellen

Die Strahlenschutzüberwachung erfolgte nach praxisbewährtem Schema. Teile der Überwachung geschahen dauerhaft, andere liefen automatisch an und dritte geschahen prozessorientiert. Alle Messwerte werden in einer Datenbank archiviert. Die Messpunkte der Routineüberwachung sind dort hinsichtlich Art und Lage graphisch abrufbar.

3.1 Raumluftüberwachung

In jedem Bereich, in dem Personen tätig werden, erfolgt eine Aerosolsammlung. Es kommen ausschließlich Aerosolsammler zum Einsatz, ein Aerosolmonitoring erfolgt nicht. Es sind an allen Anlagenteilen Alphastrahler vorhanden, ein ausreichend empfindliches *und* gegenüber den Rückbaueinflüssen robustes Alphamonitoring ist nicht möglich. Die Wahl des Sammlers ist abhängig von der Freisetzungsart und Dauer. Der Durchsatz der Sammler liegt bei reichlich 2 m³/h für Sammler im Dauerbetrieb, 22,5 m³/h für Sammler in Personenschleusen und 180 m³/h bei Sammlern zur Überwachung von Materialschleusvorgängen oder Kurzzeitsammlungen. Es existierten pro Heißer Zelle 4 oder 5 ständige Raumluftmesspunkte.

Aerosolfreistetzungen waren und sind für den Personenschutz besonders dann interessant, wenn Personen tätig werden. Die Aerosolsammler wurden in Bereichen, wo Personenaufenthalte von kürzerer Dauer sind, mit Bewegungsmeldern ausgestattet, damit sie nur liefen, wenn Personen anwesend waren. Darum kam man nahe an die tatsächlichen (expositionsrelevanten) Raumluftwerte heran, ein „Verschmieren“ durch die aerosolarme Luft der Ruhezeiten wird minimiert. Ausgewertet wurden nur Filter mit Durchsätzen > 1 m³.

Die beaufschlagten Aerosolfilter wurden in Zeitabschnitte gruppiert und als Mischprobe der VKTA-eigenen Analytik übergeben, wo die Nuklidzusammensetzung detailliert bestimmt wurde. Dadurch konnte man die Entwicklung bzw. Verschiebung des Nuklidvektors verhältnismäßig zeitnah erfassen und bezüglich Neuordnung der Personenschutzmaßnahmen reagieren. Darüber hinaus wurden abbaubegleitend und verdachtsorientiert einzelne Filter z.B. gammaspektrometrisch untersucht.

Beim Rückbau der HZ1, 9 und 10 lagen die Beta-Raumluftaktivitätskonzentrationen bei 30-60 mBq/m³ in den Personenschleusbereichen und < 2200 mBq/m³ in den Arbeitsbereichen außerhalb der Zellen, Alpha- bei bis zu 30 mBq/m³. Beim Rückbau der HZ2 lagen die Beta-Raumluftaktivitätskonzentrationen < 110 mBq/m³ in den Personenschleusbereichen und < 7200 mBq/m³ in den Arbeitsbereichen außerhalb der Zelle, Alpha- bei bis zu 30 mBq/m³.

3.2 Überwachung der Oberflächenkontamination

Die Überwachung geschah mit Wischtests und Direktmessungen. Die Ergebnisse der Wischtests flossen in die Festlegung der Inkorporationsschutzmaßnahmen ein. Um auf neue, vom Abbauprozess geschaffene Veränderungen reagieren zu können, wurden ähnlich dem Verfahren bei Raumluftfiltern verdachtsorientiert einzelne Filter nuklidspezifisch analysiert.

Beim Rückbau der Heißen Zellen lagen nach arbeitstäglicher Dekontamination die nicht festhaftenden Beta-Oberflächenkontaminationen < 5 Bq/cm² in Personenschleusbereichen und < 100 Bq/cm² in den Arbeitsbereichen außerhalb der Zellen, Alpha- bei bis zu 0,7 Bq/cm².

3.3 Überwachung der Ortsdosisleistung

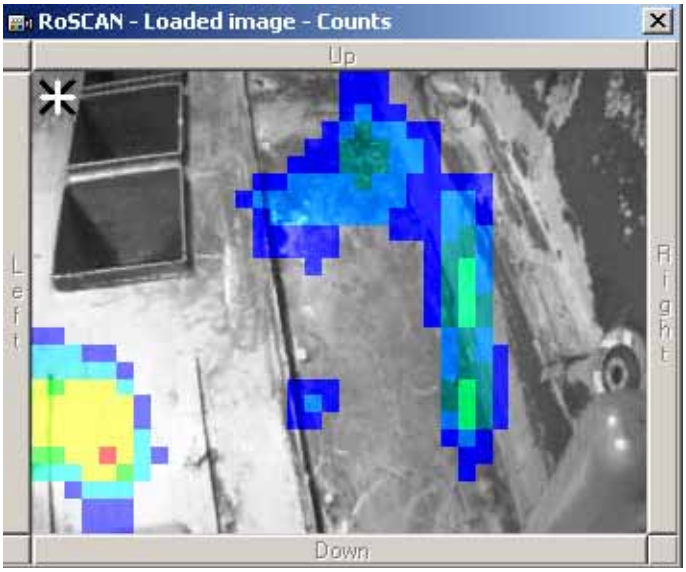
Zur Überwachung der Dosisleistung zum Zwecke des Personenschutzes und der Abfalldeklaration wurden Dosisleistungsmessgeräte mit Teleskopsonden, manipulatorgeführte Dosisleistungssonden mit externer Anzeigeeinheit und (teil-)-stationäre, an ein Überwachungsnetzwerk angeschlossene Sondeneinheiten benutzt.

Beim Rückbau der HZ1, 9 und 10 lag die ODL am Arbeitsplatz der Fernbediener bei *durchschnittlich* 0,2 µSv/h, in den Arbeitsbereichen bei 1-10 µSv/h. Spitzen, meist erreicht bei Schleusaktionen, lagen bei bis zu 3 mSv/h, gemessen nahe am Abfallgebinde. Beim Rückbau der HZ2 lag die ODL am Arbeitsplatz der Fernbediener bei *durchschnittlich* 1 µSv/h, in den Arbeitsbereichen bei 1-5 µSv/h. Spitzen, meist erreicht bei Schleusaktionen, lagen bei bis zu 200 µSv/h in den Arbeitsbereichen und bei bis zu 10 mSv/h, gemessen nahe am fertig gepackten Abfallgebinde.

3.4 Gammascans mittels RoSCAN

Der im VKTA in Zusammenarbeit mit dem ortsansässigen Ingenieurbüro GBS [2] entwickelte Gammascanner “RoSCAN“ kann aufgrund seiner relativ geringen Größe auch an unzugänglichen Stellen wie z.B. Innenräumen von Zellen die Verteilung der Gammastrahlungsquellen im Raum erfassen. Der Kollimator wurde in seiner Form so gestaltet, dass bei gleicher Wanddicke in alle Richtungen ein minimales Gewicht erhalten wird. Auf leichte Dekontaminierbarkeit wurde geachtet [3].

RoSCAN-Aufnahmen wurden zur radiologischen Erfassung des Rückbaufortschritts sowie zur Planung des weiteren Rückbaus und manueller Interventionen realisiert. Dazu waren Kenntnisse der Spektren und der Verteilung der Hot Spots und der Kontaminationsherde im Raum von Nöten. RoSCAN nahm zu diesem Zweck Bilder des zu messenden Raumes auf, maß anschließend die Aktivitätsverteilung in diesem Raum und visualisierte sie *farblich* in Bildern (Abb. 2).



Zur Funktionsweise RoSCAN: Von jedem Pixel eines Scans wird ein Spektrum hinterlegt. RoSCAN ist fernbedient und arbeitet einen Raum vollautomatisch ab. Er wird daher oftmals in Form von Wochenendmessungen eingesetzt. Der Einsatz dieses Messgeräts ist mit Ausnahme des kurzen Vorgangs des Einschleusens von RoSCAN mit keinerlei Strahlenexposition für das Personal verbunden. Der Messkopf und die Bedienkonsole können bis zu 50 m entfernt voneinander aufgestellt werden.

Abb. 3-1: RoSCAN-Teilaufnahme der HZ2 mit im Originaldruck farblich eingeblendeter Kontaminationsverteilung

3.5 Dosisminimierung durch mobile Abschirmungen, Schleuskonzepte und Inkorporationsschutzmittel

Da in der Raumluft nicht direkt messbare Alphastrahler vorlagen, musste der Schutz vor Inkorporationen durch präventive Festlegungen geschehen. Diese wurden konservativ getroffen. Dabei wurde vorrangig nicht davon ausgegangen, welche (bekannte) radiologische Situation vorliegt, sondern welche in den abzubauenden Anlagenteilen bzw. durch den Rückbau als solchen vorliegen *könnte*. Die Schutzmaßnahmen wurden nachträglich anhand der Aktivitätskonzentrationen der Raumluftfilter und der durch den Rückbau verursachten Oberflächenkontaminationen bewertet.

Fast so wichtig wie die Verwendung angemessenen Inkorporationsschutzes selbst waren und sind die Aufstellung und die Kontrolle von Verhaltensregeln. Inkorporiert wurde meist nicht beim Rückbau an sich, sondern bei Schleusvorgängen, Handhabung von Reststoffen und sekundären Tätigkeiten in der Peripherie des Rückbauobjekts. Dem war bei der Festlegung der Überwachungs- und Schutzmaßnahmen Rechnung zu tragen.

Um Kontaminationsverschleppungen aus dem Rückbaubereich heraus zu vermeiden, wurde ein dreistufiges Schleuskonzept, bestehend aus Arbeitsbereich, Schleusbereich 2 und Schleusbereich 1, etabliert (Abb.3):

Arbeitsbereich mit hoher Kontamination; beim Verlassen Ablage	***Schleusbereich 2*** mit mittleren Kontaminationen; beim Verlassen Ablage	***Schleusbereich 1*** mit niedriger Kontamination; hier
- äußerer Anzug - äußere Füßlinge - äußere Handschuhe	- innerer Anzug - innere Füßlinge - innere Handschuhe	- Ablage Vollmaske - Anziehen Kontrollbereichskleidung - Kontaminationskontrolle - Gesicht und Hände waschen
abschließend Maske abwischen	Verlassen über Klebematte	
- tägliche Wischprobenahme - Aerosolsammler JAP im Dauerbetrieb, täglicher Filterwechsel	- tägliche Wischprobenahme - Aerosolsammler JAP mit Bewegungsmelder 10 min Nachlauf täglicher Filterwechsel (mindestens jedoch 2 m³)	- tägliche Wischprobenahme - Aerosolsammler Gravikon mit Bewegungsmelder 5 min Nachlauf, wöchentlicher Filterwechsel

Abb.3: Schema des 3-stufigen Schleuskonzepts

Zum Inkorporationsschutz gehören auch Detailüberlegungen zum konkreten Arbeits- und Schleusablauf wie z. B. Schleusen logisch zu gliedern, die gebrauchten Inkorporationsschutzmittel sortenrein am Anfallort zu sammeln oder auch ihrem Inhalt entsprechend beschriftete und mit Klappdeckel verschließbare Sammelbehältnisse aufzustellen, um ein reibungsloses Entkleiden zu ermöglichen.

Es wurde mit Ausnahme der Arbeitshandschuhe und des Fremdluftanzuges waschbare Mehrwegkleidung verwendet. Diese Kleidung war deutlich widerstandsfähiger und den Erfordernissen der Arbeit unter hoher Kontamination angepasst. Zudem entstand weniger Sekundärabfall.

Durch die Realisierung weitgehend fernbedienter Prozesse blieb die äußere Exposition gering. Die Kollektivdosis betrug ca. < 2,5 mSv bei der HZ2 und < 3,5 mSv bei den HZ 1, 9 und 10. Zur Reduzierung der äußeren Exposition wurden Arbeiten in Feldern hoher ODL wie z.B. Interventionen in den Zellen oder Handhabung höheraktiver Abfallgebinde detailliert geplant und unter Einhaltung von Interventionszeitvorgaben durchgeführt.

Die vornehmlich aus dem Sr-90+ herrührende Betastrahlung (z.B. aus flexiblen Abluftrohren) wurde durch Einsatz von Plexiglasscheiben abgeschirmt.

Als Lehre aus vergangenen Rückbauprojekten und als Merksatz für weitere kann man aufstellen: Wichtig ist eine maßhaltige Verwendung von Inkorporationsschutzmitteln. Wird dies zum Dauerzustand, führt das wiederum zur Vernachlässigung von Schutzmaßnahmen.

Sowohl zu geringe Verhaltensanforderungen und Aufwendungen von Inkorporationsschutzmitteln wie auch zu restriktive Festlegungen erhöhen das Inkorporationsrisiko. Eine dauerhafte Verwendung höchster Schutzmaßnahmen bei nicht vorliegender Gefährdung lässt beim Personal die Sensibilität sinken, die erforderlich ist, wenn eine höhere Gefährdung vorliegt. Nicht gerechtfertigter Schutzaufwand kann auch dazu führen, dass Arbeitszeiten und damit Expositionsmöglichkeiten vergrößert werden und durch erhöhte physische Anforderungen zu Aufmerksamkeitsverlust führt.

4 Literaturverzeichnis

[1] Prospekte und Broschüren der GBS Elektronik GmbH
Großerkmannsdorf bei Dresden; 2001

[2] Praxis des Strahlenschutzes: Messen, Modellieren, Dokumentieren
„Erste Eindrücke vom Gammascanner RoSCAN“
K. Eichhorn, S. Jansen, J. Keubler, J. Brutscher, A. Birnbaum
34. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e. V.
Kloster Seeon; 2002

DEKOMMISSIONIERUNG DES ASTRA FORSCHUNGSREAKTORS AM STANDORT DER AUSTRIAN RESEARCH CENTERS SEIBERSDORF

Alexander Brandl

A-2444 Seibersdorf

Nach einer Betriebszeit von 40 Jahren wurde am 31. Juli 1999 der ASTRA Forschungsreaktor am Standort der Austrian Research Centers Seibersdorf, des ehemaligen Forschungszentrums Seibersdorf, zur Dekommissionierung abgeschaltet. Seither werden im Auftrag der Republik Österreich die Rückbautätigkeiten durchgeführt, welche Mitte 2006 abgeschlossen werden sollen. Hier werden die technischen Verfahren des Abbaus, die mit den Bewilligungsbehörden akkordierten Strahlenschutz- und Entsorgungsmaßnahmen und die Freigabeprozeduren für inaktive Abfälle dargestellt. Dabei wird insbesondere auf die Strahlenschutzaspekte beim Abbau des biologischen Schilds und auf den Umgang mit kontaminierten und neutronenaktivierten Metall- und Betonkomponenten und des Graphits der thermischen Säule eingegangen. Die Behandlung, Sortierung und Zwischenlagerung von radioaktiven Abfällen sowie die Messungen zur Bestimmung der Einhaltung der Grenzwerte für die Freigabe der inaktiven Abfälle werden diskutiert. Ein kurzer Ausblick auf die Nachnutzung des Reaktorgebäudes gewährt zum Abschluss auch Einblick in die Pläne zur Umwidmung einer Nuklearanlage nach dem Erreichen des Endes des Betriebszeitraums.

Für die Anfertigung des Tagungsbandes lag nur die Kurzfassung vor.

STRAHLENSCHUTZASPEKTE BEIM RÜCKBAU DES FORSCHUNGSREAKTORS DIORIT

ASPECTS OF RADIATION PROTECTION BY THE DISMANTLI NG OF THE RESEARCH REACTOR DIORIT

Heinz Pauli

Paul Scherrer Institut, CH-5232 Villigen, Schweiz

Zusammenfassung *– Im nachfolgenden Bericht wird unter dem Aspekt des Strahlenschutzes der Rückbau mit allen seinen Phasen, Pfaden und Arbeitsschritten beschrieben. Wichtige Kapitel dieses Berichtes sind neben dem einführenden, geschichtlichen Rückblick:*
Die Rückbauphilosophie, die Rückbaupfade, die Zerlegemethoden mit den eingesetzten Zerlegewerkzeugen, die Strahlenschutzziele, die Endkonditionierung in Betoncontainer, der Substitution von Sand durch granulierten Reaktorgraphit (internationales PSI-Patent) und einem Ausblick.

Summary *– In the following report the different phases of the dismantling of the DIORIT reactor will be described. A special emphasis is put on the description of the radiation protection. In addition to the introductory historical comments, the chapters following deal with:*
The dismantle philosophy, the dismantle approach, the disassemble methods including the special dismantle tools, the end conditioning in concrete waste containers, the substitution of sand by the granulated reactor graphite (international patented by PSI) and a future outlook.

Schlüsselwörter *– Rückbau, Zerlegetechniken, Entsorgung, Konditionierung, Strahlenschutz*
Keywords *– Dismantling, disassemble techniques, reaktorgraphite ,radiation protection, waste management*

1. Geschichte

In den 50-er Jahren wurde auf Initiative von Prof. Paul Scherrer der Schwerwasser-moderierte Natururan-Forschungsreaktor DIORIT mit einer Leistung von 20 MW aufgebaut, s. Abb.1. Nach 10 Jahren Laufzeit wurde er in den Jahren 1970–1972, bei gleichzeitiger Leistungserhöhung auf 30 MW, umgebaut. Im Jahr 1977 wurde er aus Kostengründen definitiv abgeschaltet und stillgelegt. Ein erstes Konzept für den vollständigen Rückbau des DIORIT wurde 1980 erarbeitet. Damals wurde die Einteilung in die Phasen 0, 1A, 1B, 2A und 2B vorgenommen, die in Kap. 4 erklärt wird. Nach Erhalten der Freigabe durch die Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK) für die Phasen 0 und 1A und der Bewilligung für die Phase 1B durch das Bundesamt für Energiewirtschaft (BEW), wurde 1982 mit den eigentlichen Rückbauarbeiten begonnen, aber im gleichen Jahr wegen finanzieller Engpässe gleich wieder gestoppt. Mit der Fusion des Eidgenössischen Instituts für Reaktorforschung (EIR) und des Schweizerischen Instituts für Nuklearforschung (SIN) zum heutigen Paul Scherrer Institut (PSI) im Jahre 1988 erhielt der Rückbau indirekt neuen Auftrieb und das PSI beschloss, den DIORIT vollständig zurückzubauen. Mit bescheidenen finanziellen Mitteln ist seither das PSI dabei, den Forschungsreaktor DIORIT in verschiedenen Phasen, Pfaden und Arbeitsschritten zurückzubauen. [1, 2, 3 & 4] Technische und. finanzielle Engpässe verhinderten einen zügigen Fortschritt der Rückbauarbeiten. Es ergaben sich neue Möglichkeiten durch die Endkonditionierung von Reaktorkomponenten mit Zementmörtel, bei dem Sand durch aktivierten Reaktorgraphit substituiert wurde. Eine

weitere Änderung ergab sich 2004 durch die neu beschlossene Rückbauphase 3, welche die Atomanlage als Einrichtung für den Rückbau anderer PSI-Projekte weiter nutzt.

Abb.1: Aufnahme vom 24.07.58

2. Rückbauphilosophie

Die Rückbauphilosophie lautet:
„Von oben nach unten und von innen nach aussen“
Die Struktur der Reaktorhülle mit einem Durchmesser von 9 m und einer Höhe von + 7.35 m über dem Hallenboden bis in den Tiefen Gang (-9.67 m) sollte möglichst lange als Abschirmung erhalten bleiben und das Rückbau-Team und die Umgebung vor Radioaktivität zu schützen. Die Räume in den Untergeschossen, abgeschirmt durch meterdicke Decken sollten für Zerlegung und Volumenreduktion von aktiven Materialien genutzt werden. Dieser Grundgedanke hat sich bis heute in der Praxis bewährt.

3. Wichtige Aspekte

- Die Gewährleistung eines störungsfreien Betriebes in den Reinräumen der Labors für Mikro- und Nanotechnik und der Astrophysik, welche im Reaktorgebäude DIORIT untergebracht sind.
- Strahlenschutz nach dem ALARA-Prinzip **„As low as reasonably achievable“**
- Entwickeln einer Rückbauphilosophie, die die Durchführbarkeit und den Strahlenschutz besonders berücksichtigt.
- Bereitstellung von audiovisuell überwachten und fernbedienten Zerlege- und Transporteinrichtungen.

- Einbezug der vorhandenen Betonstruktur als Abschirmung für die Strahlenschutzplanung.
- Entwicklung von Messmethoden für die Freimessung von inaktiven Materialien.
- Nutzung des „know how“ von ehemaligen Mitarbeitern und einfliessen lassen des Fachwissens vom seinerzeitigen Betrieb des Reaktors.

4. Rückbau in 3 Phasen, auf 2 Rückbau-Pfaden in 14 Arbeitsschritten

In den ersten Rückbauphasen wurden alle inaktiven, nicht kontaminierten und nicht mehr benötigten Anlagenteile entfernt. Das aktivierte und kontaminierte Reservematerial aus dem Reaktorbetrieb, wurde konditioniert und zwischengelagert.
1994 hat das PSI begonnen, in den Phasen 2A & 2B in 14 Arbeitsschritten (s.Tab.1&2) die aktivierten Reaktorstrukturen des DIORIT rückzubauen. Dies betraf die Demontage der zentralen Einbauten und des eigentlichen Reaktorblocks.

Tab.1 zeigt den Umfang der Rückbauphasen und den heutigen Status.

Phase	**Umfang**	**Stand**
0	Demontage der inaktiven Anlageeinrichtungen und Systeme	abgeschlossen 1982
1A	Beseitigung von aktivierten oder kontaminierten Kernbrennstoffen	abgeschlossen 1982
1B	Demontage und Zerlegung der aktivierten oder kontaminierten Systeme und Anlagenteile	abgeschlossen 1993 ohne Endkonditionierung
2A	Demontage, Konditionierung aller aktivierten und kontaminierten. Kleinteile, Versuchseinrichtungen sowie Strahlrohrverschlüsse	Arbeitsschritte 1-3 sind 1994 abgeschlossen ohne Endkonditionierung
2B	Abbau, Konditionierung der zentralen Einbauten des Reaktorblocks in 12 Arbeitsschritten	Arbeitsschritte 4-12 sind 2004 abgeschlossen zum Teil mit Endkonditionierung
3	Rückbau des inaktiven Reaktorblocks inklusiv Hüllrohre der Strahlkanäle, des Fundamentringes und der Stahlauskleidung der unteren Reaktor-kammer	in Arbeit seit Ende 2004 mit Endkonditionierung (Dauer bis ca. Ende 2007)

Tab.2: Rückbau in 14 Arbeitsschritten

Arbeitsschritt	**Bezeichnung**	**Status**
Schritt 1	Ausbau der vertikalen Einschübe	✓
Schritt 2	Ausbau der Einrichtungen der Reaktorkammern	✓
Schritt 3	Ausbau der horizontalen Strahlkanäle	✓
Schritt 4	Rohrtrennen im Tank I & II inkl. Wasserschild	✓
Schritt 5	Ausbau und Zerlegung der oberen Abschirmung	✓
Schritt 6	Ausbau vom Reaktortank II und Zerleg. von Tank I&II	✓
Schritt 7	Ausbau und Zerlegung der unteren Abschirmung	✓
Schritt 8	Ausbau und Zerlegung der oberen Trägerplatten	✓
Schritt 9	Ausbau und Granulierung des Reaktorgraphits	✓
Schritt 10	Ausbau und Zerlegung der unteren Trägerplatten	✓
Schritt 11	Ausbau und Zerlegung des thermischen Schildes	✓
Schritt 12	Ausbau und Zerlegung des aktiv. Teils des biol. Sch.	✓
Schritt 13	Ausbau und Zerlegung des Fundamentringes	(Phase 3) ab 2006
Schritt 14	Ausbau und Zerlegung des inaktiven Betons	(Phase 3) ab 2004

5. Die Rückbauphase 3

Die neu eingeschobene Rückbauphase 3 mit den Schritten 13 und 14 beinhaltet die Zerlegung und den Ausbau des mehrheitlich inaktiven Reaktorblocks bis zur unteren Reaktorkammer, so dass es nach dem Einziehen eines Zwischenbodens zu einer Umnutzung des früheren Reaktorgebäudes führt.

6. Rückbaupfade, Zerlegemethoden, Verfahren

In der Phase 2B, es betraf dies die Demontage der zentralen Einbauten und des eigentlichen Reaktorblocks, wurden Einrichtungen aufgebaut, um einerseits die diversen Anlagenteile zu zerlegen und im Volumen zu reduzieren und andererseits das aktivierte Material in geeigneten Gebinden für ein Endlager vorzubereiten.
Aus diesem Grund wurden folgende Pfade vorbereitet und die zugehörigen Einrichtungen erstellt:

- Ein **Aluminiumpfad** mit Zerlegeeinrichtungen wie: Rohrtrennwerkzeug, Kreissäge, Schmelzofen und Kraneinrichtungen, für die zwei aus Aluminium bestehenden Reaktortanks, die Boralabschirmungen und den Wasserschild. Ein anschliessendes Einschmelzen des Aluminiums reduziert die reagierende Oberfläche im Zementmörtel.
- Ein **Stahl-/Grauguss- und Colemanitbetonpfad**, mit diamantbestückten Werkzeugen, wie einer Seilsäge, einer Kernbohr- und einer Kreissägeeinrichtung, für die vorwiegend aus Stahl-/Grauguss und Colemanitbeton bestehenden zentralen Einbauten.

Für Zerlegearbeiten innerhalb der Reaktorummantelung wurde speziell für die Arbeitsschritte 8 bis 12 (siehe Abb.2) ein aus 500 mm dicken Betonelementen bestehender massiver **Aufbau** errichtet, der auch eine um 360° umlaufende **Kraneinrichtung** enthielt. Abb.2 zeigt einen Längsschnitt durch den Reaktor während des Rückbauschrittes 9. In diesem, wurde an drei Kettenzügen eine **Arbeitsplattform** für die Aufnahme der verschiedenen Trennwerkzeuge gehängt. Der nur schwach an der Unterseite aktivierte Reaktor-Drehdeckel wurde abgehoben und im Abklinglager deponiert. Auf der Arbeitsplattform wurden diverse Zerlegeeinrichtungen aufgebaut und aus dem Kommandoraum audiovisuell überwacht und fernbedient gesteuert.

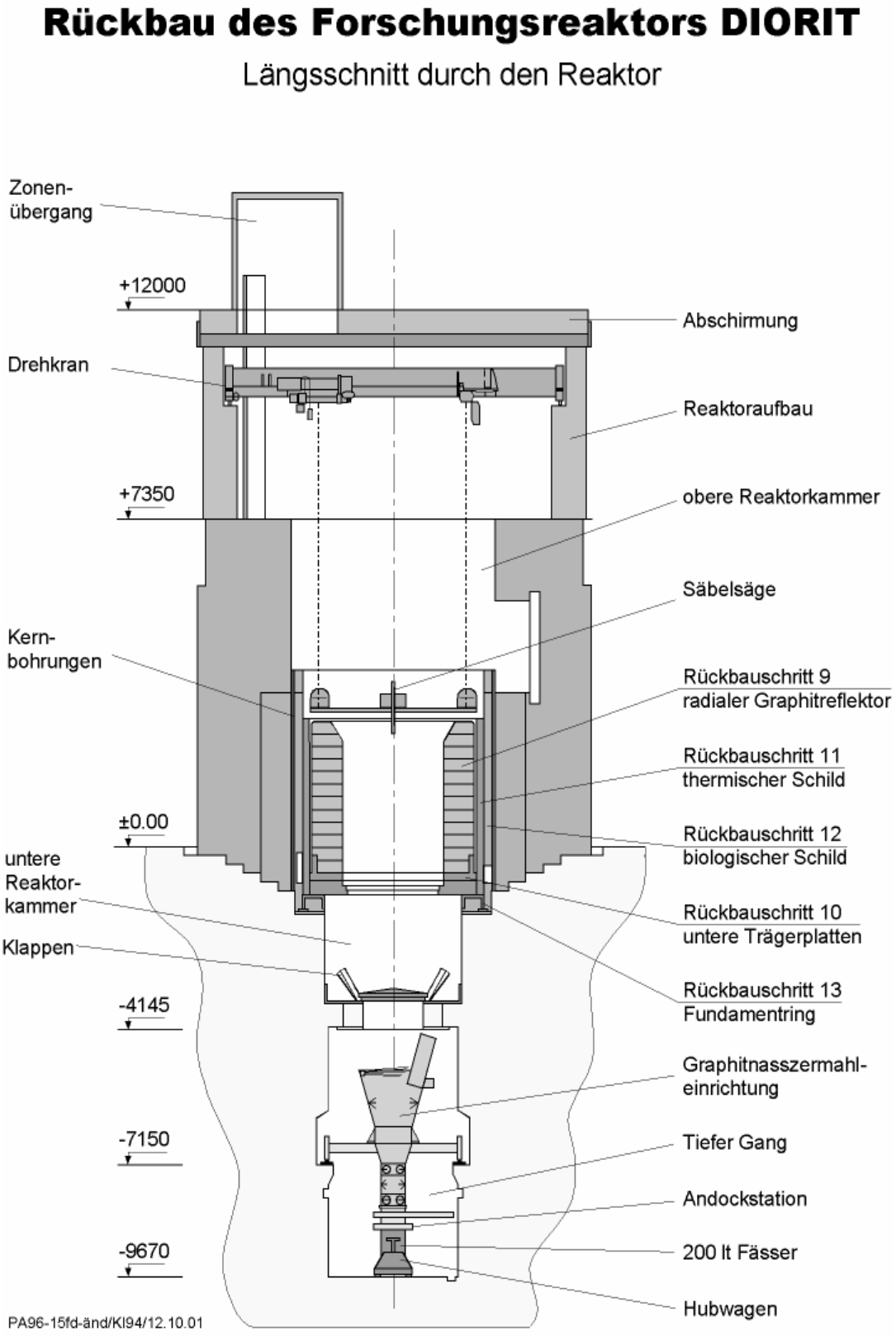


Abb.2: Längsschnitt durch den Reaktor

7. Zerlegetechniken

Die eingesetzten Zerlegetechniken und Verfahren sind in der nachfolgenden Tab.3, geordnet nach Rückbaupfaden, Rückbauschritten und den zu zerlegenden Materialien, zusammengetragen.

Tab.3: Eingesetzte Zerlegetechniken:

Technik/Verfahren	Rückbaupfad	Rückbauschritt	Bemerkungen
Kreissäge	Aluminium	6	Tank I & II, Wasserschild
Rohrtrennwerkzeug	Aluminium	4	Tank I & II, Wasserschild
Induktionsofen	Aluminium	4, 6	Aluminium in Tiegel schmelzen
Diamantbestückte Seilsäge	Stahl und Beton	5, 7	Obere und untere Abschirmungen
Diamantbestückter Kernbohrer	Stahl und Beton	12	170 überlappende Bohrungen im biologischen Schild
Diamantbestückte Wandkreissäge	Stahl und Beton	8, 10, 11, 12, 13	Obere und untere Trägerplatten, biolog.- und thermischer Schild, Fundamentring
Hydraulische Pressen	Beton	11,12,13, 14	Biolog.- und thermischer Schild, inaktiver Beton
2-stufiger Schredder	Graphit	9	Reaktorgraphit

8. Aktiver Strahlenschutz im Rückbau

Aktiver Strahlenschutz heisst: Ein bewilligungspflichtiges Rückbauprojekt nach den Richtlinien, Empfehlungen und Reglementen der HSK (Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen in der Schweiz) zu begleiten und die gesteckten Ziele umzusetzen. Dabei stehen die Sicherheit der Menschen, die mit den Arbeiten betraut sind, und die Umwelt im Vordergrund. Im vorliegenden Fall sind alle Arbeitsschritte der HSK mit einer detaillierten Strahlenschutzplanung zur Bewilligung eingereicht und auch bewilligt worden.

9. Messmethoden für die Freimessung von inaktiven Materialien

Für die Freimessung von inaktiven Materialien standen grundsätzlich zwei Messverfahren zur Verfügung.

- Die Messung von Hand für grössere Stücke (≥ Faustgrösse) mit dem Kontaminationsmonitor „CoMo170“.
- Die automatische Freimessanlage „RTM644Inc“ die im PSI in einem mobilen Container eingebaut ist und innerhalb dieser Vortragsreihen unter dem Titel „Die Messmethoden und die Kalibriersystematik für das automatische Freimessen von Schüttgut mit natürlicher Aktivität aus dem Reaktorrückbau im Vortrag 73 von Christoph Schuler separat behandelt wird.

10. Strahlenschutzziele

Es ist das Ziel die bei der Planung eines Rückbauprojektes postulierten Zielsetzungen zu erreichen. Im vorliegenden Fall bedeutet es für die Rückbauschritte 3-14, nach Erstellen einer Rückbaustudie mit einer detaillierten Strahlenschutzplanung, den 1994 postulierten Grenzwert von 150 mSv nicht zu überschreiten. Dies wurde, wie die nachfolgende Tab.4, zeigt erreicht. Die noch anstehenden Arbeiten werden mit Sicherheit weniger als 50 mSv ergeben. Für beruflich strahlenexponierte Personen gilt nach der schweizerischen Strahlenschutz-Verordnung (StSV) ein Grenzwert von < 20 mSv/Jahr.

Tab.4: Überblick über die bis heute vom Rückbaupersonal akkumulierten Jahresdosen.

Jahr	**Jahreskollektivdosis** [mSv]	**Anzahl beteiligte Personen**
1994-1997	0.9	4–6
1998	7.7	5–7
1999	17.4	4–8
2000	8.8	4–8
2001	6.2	4–8
2002	19.4	4–8
2003	18.1	4–6
2004	19.1	6–9
Total	**97.6**	**4-9**

11. Endkonditionierung in Betoncontainer

Die ausgebauten und zerlegten, aktivierten und/oder kontaminierten Anlagenteile mit einer Dosisleistung ≥ 0.5 µSv/h werden in 16-Tonnen Beton-Kleincontainer eingefüllt und mit einer spezifizierten Zement-Mörtelmatrix vergossen. Wir rechnen mit über 60 endkonditionierten 16-Tonnen Beton-Kleincontainern für eine Endlagerung. Leicht aktivierte Teile mit Dosisleistungen < 0.5 µSv/h werden in einem Abklinglager deponiert, um später freigemessen werden zu können. Siehe dazu auch von Alexander Wällisch: „ Die Entwicklung eines hoch fliessfähigen Feinmörtels - ein Beitrag zum praktischen Strahlenschutz beim Rückbau des Forschungsreaktors DIORIT“, Posterpräsentation Nr. 19 in dieser Vortragsreihe. Abb.3 zeigt ein Beispiel für einen endkonditionierten Betoncontainer.

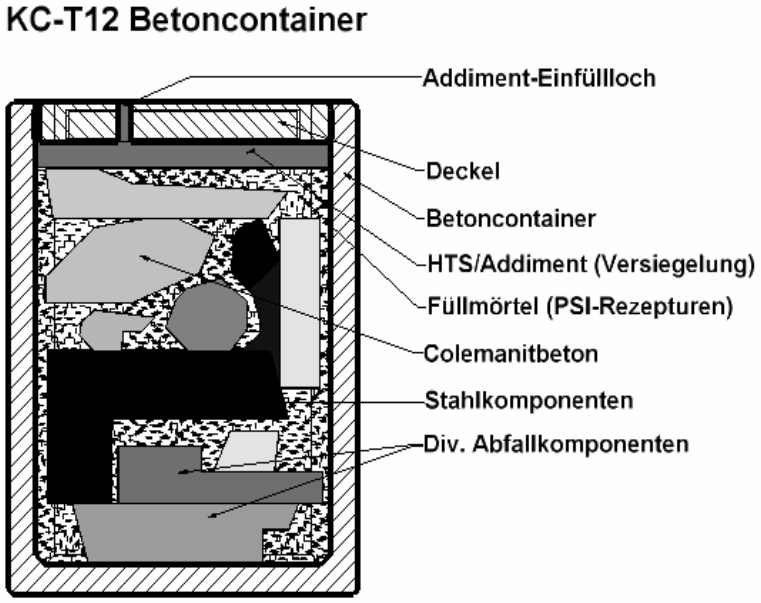


Abb.3: Beispiel für einen endkonditionierten Betoncontainer

12. Substitution von Sand durch aktivierten Reaktorgraphit

Der chemisch-inerte Reaktorgraphit des Reflektors stellte in Bezug auf die gespeicherte Wigner-Energie kein wesentliches Problem dar. Die ca. 40 Tonnen Graphit, die in Blöcken von 20 bis 40 kg vorlagen, wurden in einem eigens dafür zusammengebauten 2-stufigen Schredder nass gemahlen und in 200-Liter-Fässer verpackt, zwischengelagert. Zur Zeit wird

mit diesem auf maximal 5 mm Korngrösse gemahlenen Reaktorgraphit anstelle von grobkörnigem Sand (Substitution) zusammen mit Zement ein Vergussmörtel hergestellt. Damit werden die Hohlräume in den mit aktiven Reaktorkomponenten gefüllten Betonkleincontainer ausgegossen. Mit der Substitution von grobkörnigem Sand durch den gemahlenen Reaktorgraphit konnte die Gebindezahl um ca. 13 Container verringert werden, was einer Einsparung von ca. 1 Mio. € entspricht. Dieses Verfahren ist durch das PSI, G. Tress [6], im Jahr 2000 international patentiert worden und von H.-F. Beer [5] an der WM'02 in Tucson (AZ) 2002 veröffentlicht worden. Ein weiterer Beitrag (Nr. 31 von H.-F. Beer) unter dem Titel „Aktivierter Reaktorgraphit was tun?“ wird an dieser Jahrestagung vorgestellt.

13. Fazit

Das Paul Scherrer Institut griff für den Rückbau des Forschungsrektors DIORIT, soweit wie möglich, auf internes *Know-how* zurückgegriffen. Einerseits konnten so direkt Kenntnisse von älteren Mitarbeitern genutzt werden, die beim Auf- und Umbau des DIORIT dabei waren, heute aber in anderen Projekten des Instituts tätig sind, andererseits bleibt dadurch das gewonnene Fachwissen vollumfänglich im PSI, was im Hinblick auf andere Rückbauarbeiten sehr sinnvoll ist.

14. Literaturverzeichnis

[1] F. Leibundgut, „Stilllegung und Rückbau des Forschungsreaktors DIORIT“, V. Stilllegungskolloquium Hannover 1997

[2] G. Tress, H.-F. Beer, „Konditionierung und Entsorgung der radioaktiven Abfälle aus den stillgelegten Forschungsreaktoren DIORIT und SAPHIR“, V. Stilllegungskolloquium Hannover 1997

[3] F. Leibundgut, “Decommissioning and Dismantling of the DIORIT Research Reactor”, Proceedings of the 7th International Conference on “Radioactive Waste Management and Environmental Remediation” Nagoya, Japan 1999

[4] H. Pauli, F. Leibundgut, “Rückbau des Forschungsreaktors DIORIT unter Einsatz von diamantbestückten Werkzeugen, VI. Stilllegungskolloquium Hanover 2000

[5] G. Tress, H.-F. Beer, L. Döhring, H. Pauli, “Optimised Conditioning of activated Reactor Graphite” WM 02 (Waste Management 2002) Tucson, AZ

[6] G. Tress, L. Döhring, Internationales Patent Nr. WO 0077793, Veröffentlichungsdatum 21.12.2000

[7] H. Pauli, H.-F. Beer, M. B. Zahner, „Der Rückbau des Forschungsreaktors DIORIT kurz vor dem Abschluss“, KONTEC 2003

[8] H. Pauli, „Lebenszyklus eines nuklearen Forschungsreaktors: Aufbau, Betrieb, Umbau und Rückbau des DIORIT am PSI“ Ringveranstaltung zur Geschichte der Kernenergie in der Schweiz, ETH-Zürich, 11. Januar 2005

CHARAKTERISIERUNG UND KLASSIFIZIERUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE AUS DEN BESCHLEUNIGERANLAGEN DES PSI

CHARACTERIZATION AND CLASSIFICATION OF RADIOACTIVE WASTE FROM THE ACCELERATOR FACILITIES AT PSI

S. Teichmann, M. Wohlmuther, J. Züllig

Paul Scherrer Institut, CH-5232 Villigen PSI, Schweiz

Zusammenfassung *— An den Protonenbeschleunigeranlagen des PSI, deren Kernstück ein 1 MW leistungsstarkes Ringzyklotron ist, das Protonen auf 590 MeV beschleunigt, werden regelmässig diverse Komponenten ausgebaut, die als radioaktiver Abfall entsorgt werden müssen. Als wesentlicher Bestandteil der Charakterisierung dieser Abfälle wird das Nuklidinventar mittels einer speziell entwickelten Methode rechnerisch bestimmt. Für diese Berechnung werden Nuklidproduktionswirkungsquerschnitte aus einer eigens dafür angelegten Datenbank mit Neutronenspektren gefaltet, die für die jeweilige Bestrahlungsumgebung typisch sind, und mit einer gemessenen Dosisleistung normiert. Nach der Separierung speziell zu behandelnder Materialien werden die Abfallkomponenten (überwiegend Stahl-, Kupfer- und Betonteile) in Betoncontainer gefüllt und temporär gelagert. Für die Verfestigung mit Zementmörtel (Endkonditionierung) muss eine Spezifikation der Abfallgebinde eingereicht werden, aufgrund der die zuständigen Institutionen Nagra und HSK eine Endlagerfähigkeitsbescheinigung ausstellen bzw. die Bewilligung zur Endkonditionierung erteilen. Die relevanten Daten der Abfallgebinde sind in einem Containerdatenblatt und in einer elektronischen Datenbank dokumentiert. Es werden einige Eigenschaften befüllter Abfallgebinde beschrieben.*

Summary *At the accelerator facilities of PSI, with a 1 MW ring cyclotron that accelerates protons to 590 MeV as essential part, various components are removed regularly that need to be disposed as radioactive waste. As principal part of the characterisation of this waste, the nuclide inventory is determined using a specially devised calculation method. For this calculation, nuclide production cross sections from a specifically developed data bank are folded with neutron spectra typical for the particular radiation environment, and normalized with a measured dose rate. After separating materials needing special treatment, the waste components (mainly steel, copper and concrete items) are placed in a concrete container and temporarily stored. For the solidification with cement (final conditioning), a specification of the waste container has to be submitted on the basis of which the responsible institutions Nagra and HSK issue a certificate concerning the suitability for a final repository and a license for final conditioning. The relevant data of the waste containers are documented in container data sheets and in an electronic data bank. Some properties of filled waste containers are described.*

Schlüsselwörter *— Radioaktiver Abfall, Beschleuniger, Nuklidinventar, Konditionierung*
Keywords *— Radioactive Waste, Accelerator, Nuclide inventory, Conditioning*

1 Einleitung

Das Paul Scherrer Institut (PSI) betreibt seit 30 Jahren Protonenbeschleunigeranlagen mit Strahlenergien von 72 und 590 MeV. Kernstück der Anlagen ist das sogenannte

Ringzyklotron zur Produktion von 590 MeV Protonen mit einer Gleichstromintensität von bis zu 2 mA. Mit ca. 1 MW ist es somit der leistungsstärkste Beschleuniger dieser Art auf der Welt. An der 590 MeV Protonenstrahlführung werden derzeit 3 Targetanlagen betrieben: 2 Graphittargets zur Produktion von Pionen und Myonen sowie das Target der Spallationsneutronenquelle SINQ, mit einem Schwermetalltarget. Die Pionen und Myonen sowie thermische und kalte Neutronen werden durch geeignete Strahlführungssysteme zu den unterschiedlichen Experimentierarealen und Apparaturen weitergeleitet, wo sie für Elementarteilchen- und Festkörperforschung verwendet werden. Abb. 1 zeigt einen Überblick der Protonenbeschleunigeranlagen.

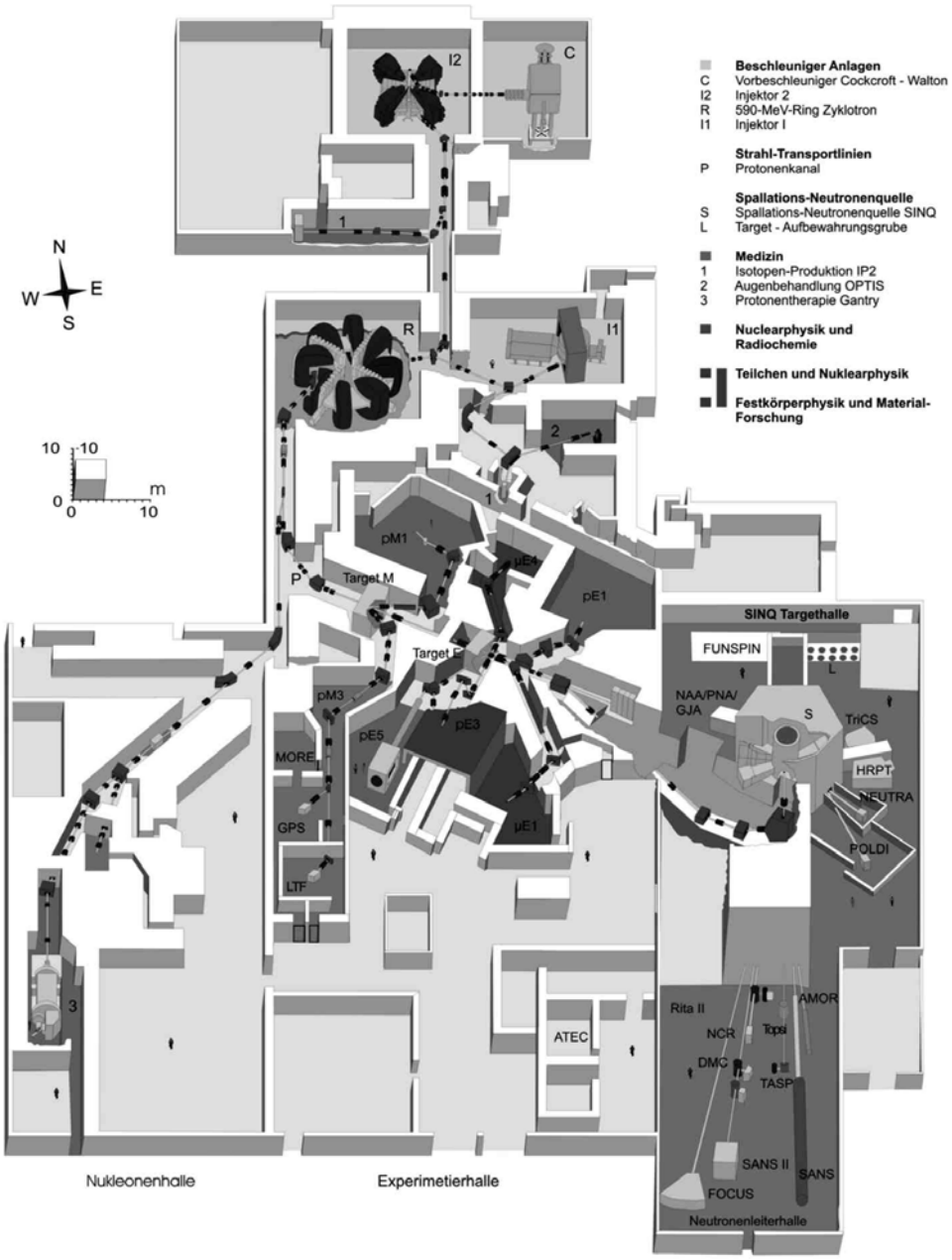


Abb. 1: Die Protonenbeschleunigeranlagen am PSI (in der Nukleonenhalle werden derzeit neue Anlagen aufgebaut).

Alle Komponenten der Strahlführungen und der Targetanlagen sowie die Elemente der biologischen Abschirmung werden aufgrund von Strahlverlusten während des Betriebs aktiviert. In jährlichen Shutdown Perioden und bei ausserplanmässigen Umbauarbeiten

werden regelmässig Komponenten ausgebaut, die als radioaktiver Abfall entsorgt werden müssen. Neben zu ersetzenden Targets fallen darunter z.B. auch Ablenk- und Fokussiermagnete, Strahlsplitter, Spalte und Kollimatoren, Ionisationskammern, Profil- und Strommonitore, Kanalverschlüsse, Vakuumkammern, Abschirmblöcke, sowie diverse Installationen für Kühlung, Lüftung, Vakuum und Elektroversorgung. Abb. 2 zeigt beispielhaft einige Strahlführungsabschnitte mit typischen Komponenten.

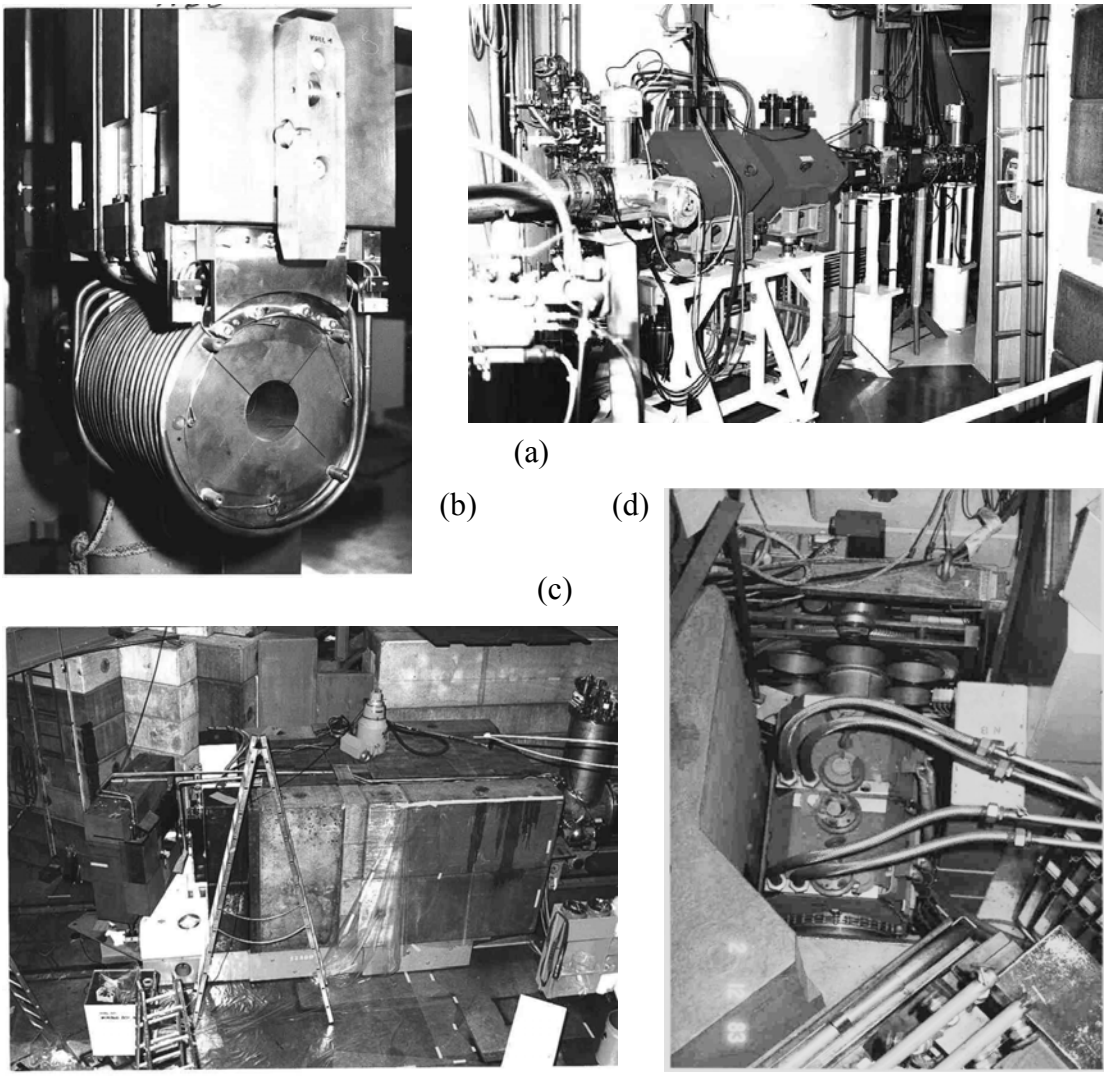


Abb. 2: Einige Strahlführungsabschnitte mit typischen Komponenten: (a) im Protonenkanal, (b) Kollimator, (c) µE4-Areal beim Umbau, (d) Quadrupolmagnete.

Ein wesentlicher Bestandteil bei der Charakterisierung der Beschleunigerabfälle ist die Bestimmung des Nuklidinventars. Diese Problematik wird in Kapitel 2 behandelt. Kapitel 3 gibt einen kurzen Überblick über Aspekte der Konditionierung und Dokumentation, in Kapitel 4 werden einige Eigenschaften befüllter Abfallgebinde beschrieben.

2 Bestimmung des Nuklidinventars

2.1 Allgemeines

Für die Bereitstellung des Nuklidinventars radioaktiver Beschleunigerabfälle sind die folgenden Grundsätze zu beachten:

1. Minimierung der Personendosis beim Ausbau bzw. der Konditionierung der zu entsorgenden Beschleunigerkomponenten.
2. Angabe eines Nuklidinventars, das den Sicherheitsansprüchen eines Endlagers genügt; hierbei wird der Schwerpunkt auf Vollständigkeit und nicht auf Genauigkeit gelegt.
3. Schnelle Verarbeitung des Abfalls.

Als Konsequenz dieser Grundsätze wird das Nuklidinventar durch Berechnungen ermittelt. Insbesondere würden Probenahmen und Analysen jedes Abfallstücks unmittelbar zu erhöhten Personendosen führen und somit einer Dosisminimierung widersprechen. Ein begleitendes experimentelles Programm der Probennahme zur Validierung der theoretischen Betrachtungen ist jedoch unabdingbar.

Alle beschleunigten Teilchen (Protonen) gehen in Bereichen der Beschleunigeranlage verloren. Im Normalbetrieb handelt es sich dabei um wohl definierte Verlustpunkte wie Kollimatoren, Strahlsplitter, Strahlfänger und Targets. Die Verlustraten entlang anderer Stellen der Strahlführung sind im Allgemeinen gering; im PSI Protonenkanal sind Verluste von 1 bis 2 nA/m üblich.
Ein Proton, das verloren geht, initiiert im umliegenden Material über den Spallationsprozess eine internukleare Teilchenkaskade, die sich in diesem umliegenden Material ausbreitet. Dabei entstehende Sekundärteilchen – vor allem Neutronen – sind in der Lage, die umgebende Materie zu durchdringen. Somit wird ein grosser Teil der Energie der Protonen in Sekundärteilchen umgewandelt, die ihr Umgebungsmaterial durchdringen und aktivieren können. Abschätzungen zeigen, dass etwa 95 % der entstehenden Aktivität ausserhalb des Volumens der Verlustpunkte – also in Abschirmungen etc. – produziert wird.

Techniken zur Berechnung von Nuklidinventaren in Spallationsquellen existieren schon seit einigen Jahrzehnten. Mit diesen Computerprogrammen ist man in der Lage, Aktivierung im Bereich von Strahlverlustpunkten, wie z. B. Kollimatoren oder Targets, zu berechnen. Diese Techniken stützen sich auf Monte-Carlo Methoden, die sich (aus statistischen Gründen) für grosse Systeme wie zum Beispiel den biologischen Schild einer Spallationsquelle als ungeeignet erweisen. Wie jedoch zuvor erwähnt wurde, entsteht ein Grossteil der Aktivität ausserhalb der Verlustpunkte.
Um das Problem der Aktivierung von Komponenten ausserhalb der Hauptverlustpunkte zu lösen, wurde ein System entwickelt, das in der Lage ist, mit der geforderten Genauigkeit Aktivierungen zu berechnen. Die Grundlagen dieser Methode werden im folgenden Unterkapitel dargestellt.

2.2 Berechnungsmethode

Die Berechnungsmethode stützt sich im Wesentlichen auf die Annahme, dass sich in Abschirmmaterial ein materialspezifisches Neutronenspektrum (Gleichgewichtsspektrum) ausbildet. Diese Gleichgewichtsspektren können z.B. über die Methode der diskreten Ordinaten bestimmt werden. Die am häufigsten vorkommenden Abschirmmaterialien sind Normalbeton, Schwerbeton und Eisen.

Zur Berechnung der Nuklidproduktionsraten müssen die Gleichgewichtsspektren mit entsprechenden Wirkungsquerschnitten gefaltet werden. Unterhalb von Neutronenenergien von 20 MeV sind die Wirkungsquerschnitte der einzelnen Nuklide gut bekannt und stehen in ENDF Datenbanken zur Verfügung. Doch oberhalb von 20 MeV muss man sich gänzlich auf berechnete Werte stützen. Für die hier beschriebene Berechnungsmethode wurde eigens eine Wirkungsquerschnittsbibliothek (PSIMECX) angelegt [1]. Diese enthält Daten für 75 stabile Isotope von 21 Elementen. Die darin enthaltenen Wirkungsquerschnitte erstrecken sich über einen Energiebereich von 1 bis 800 MeV und wurden mit ALICE [2] bzw. MECC [3] berechnet.

Neben den Neutronenspektren und Wirkungsquerschnitten spielen auch die Zusammensetzungen der bestrahlten Materialien eine entscheidende Rolle. Das grösste Problem stellte dabei eine adäquate Charakterisierung der Materialien dar. Vor allem die Verunreinigungen sind eine Quelle der Ungenauigkeit. Es werden 3 Kategorien von Bestandteilen eines Materials unterschieden: Hauptkomponenten, Spurenelemente und Verunreinigungen. Die Untersuchung des Einflusses von Materialzusammensetzungen auf die Aktivierung hat dazu geführt, dass ein Grossteil der am PSI eingesetzten Beschleunigerkomponenten durch 10 Materialklassen charakterisiert wird.

Wird eine Komponente aus dem Beschleunigerareal ausgebaut, so wird aufgrund ihrer Lage entschieden welcher Verlustpunkt für ihre Aktivierung relevant ist. In einem nächsten Schritt wird das Neutronenspektrum auf Grund des Umgebungsmaterials bestimmt. Die Aktivierung wird durch Faltung der Wirkungsquerschnitte mit dem Neutronenspektrum und Skalierung der berechneten auf die gemessene Dosisleistung berechnet.

2.3 Validierung

Die Validierung der theoretischen Berechnungen findet laufend durch Probenahmen an repräsentativen ausgebauten Komponenten statt. Aufgrund bisheriger Vergleiche zwischen berechneten und gemessenen Aktivierungsprodukten liegt die Unsicherheit der berechneten Nuklidaktivitäten bei einem Faktor 10. Neben den messbaren γ-emittierenden Nukliden schliesst das analytische Messprogramm auch einige β-Strahler (z.B. H-3, C-14, Fe-55) sowie extrem langlebige Isotope (z.B. Be-10, Al-26, Cl-36) mit ein. Ergebnisse der Validierung anhand Proben eines Strahlfängers sind in [4] beschrieben.

3 Konditionierung und Dokumentation

Ausgebaute, nicht wiederzuverwendende radioaktive Komponenten aus den Beschleunigeranlagen werden zunächst anhand ihrer Dosisleistung sortiert. Komponenten, deren gemessene Dosisleistung unterhalb eines materialspezifischen Grenzwerts liegt, werden in einem Abklinglager gelagert. Ihre Aktivität wird innerhalb von 30 Jahren voraussichtlich soweit abgeklungen sein, dass sie gemäss der heutigen Strahlenschutzverordnung als nicht mehr radioaktiv gelten werden.

Die restlichen radioaktiven Komponenten werden dem Entsorgungspfad zugeführt. Flüssigkeiten, brennbare Materialien und Kunststoffe werden soweit möglich abgetrennt. Kabel, Aluminium und einige Spezialabfälle (z:B. Targets, dispersible Materialien) werden jeweils separat gesammelt. Das weitere Vorgehen für die Konditionierung dieser abgetrennten Materialien wird hier nicht näher beschrieben.

Alle übrigen Komponenten, die überwiegend aus Stahl, Kupfer oder Beton bestehen, werden in einer Hotzelle fernbedient in spezielle Betoncontainer gefüllt; grosse Komponenten müssen zerlegt werden. Je nach Dosisleistung der Komponenten stehen Container mit 12 cm oder 30 cm Wandstärke zur Verfügung. Die Aussenabmessungen sind: 1,5 m x 1,5 m Grundfläche und 2 m Höhe. Für sehr grosse, nicht zerlegbare Komponenten kann ein 4 m langer Container verwendet werden. Abb. 3 zeigt teilweise befüllte Betoncontainer mit 12 cm Wandstärke.

Abb. 3: Betoncontainer mit radioaktivem Abfall.

Die so befüllten Container werden in einem temporären Stapelplatz gelagert. Für die Endkonditionierung werden sie mit einem speziell entwickelten Zementmörtel vergossen und nach mehreren Tagen Aushärtezeit wird der Betondeckel hohlraumfrei mit einem schwindkompensierten Fliessmörtel eingegossen. Der zum Vergiessen der Abfälle verwendete Zementmörtel muss gute Fliesseigenschaften aufweisen um einen möglichst hohlraumfreien Verguss zu gewährleisten und Mindestanforderungen an die Druckfestigkeit, sowie Wasser- und Sulfatbeständigkeit erfüllen. Die Konditionierung erfolgt gemäss den entsprechenden Richlinien der HSK (Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen) [5].

Für die Endkonditionierung muss eine Endlagerfähigkeitsbescheinigung der Nagra (Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle) und eine Bewilligung der HSK vorliegen. Als Grundlage für die Beurteilungen der Nagra und HSK dient eine vom PSI erstellte Abfallgebindetyp (AGT)-Spezifikation. Der AGT umfasst eine Gesamtheit von Abfallgebinden verfahrensgleicher Herstellung und vergleichbarer, durch die AGT-Spezifikation abgedeckter Eigenschaften. In der Spezifikation werden das Konditionierungsverfahren, der Aufbau und die Eigenschaften des Abfallgebindetyps – insbesondere auch die für ein Endlager sicherheitsrelevanten Merkmale – , qualitätssichernde Massnahmen und ein Muster der zu jedem individuellen Abfallgebinde mitzuliefernden Dokumentation (IZD = Individuelle Zusatzdokumentation) detailliert beschrieben. Die Eigenschaften des AGTs und die IZD sind in einer elektronischen Datenbank, dem schweizweit verwendeten „Informationssystem für radioaktive Materialien“ (ISRAM) gespeichert.

Die zum Ausfüllen der IZDs relevanten Informationen werden dokumentiert sobald eine Komponente ausgebaut und entsorgt werden soll. Der administrative Eigentümer der Komponente muss einen Antrag zur Entsorgung ausfüllen der eine Materialbeschreibung enthält, Angaben zum Einbauort und Expositionszeit sowie Gewichtsangaben der einzelnen Materialanteile. Während des Befüllens eines Abfallcontainers in der Hotzelle wird die Oberflächendosisleistung jeder Komponente und deren exaktes Gewicht bestimmt. Messwerte

und Messdatum werden zusammen mit Angaben aus dem Entsorgungsantrag in einem Containerdatenblatt dokumentiert. Das Gesamtgewicht des befüllten Containers wird ebenfalls dort eingetragen.

4 Eigenschaften befüllter Abfallgebinde

Abb. 4 zeigt die prozentualen Materialanteile in den seit 1992 befüllten Containern mit operationellen Beschleunigerabfällen (ohne Targets). Die für den 1. Januar 2005 berechnete Gesamtaktivität pro Container liegt im Bereich zwischen 10^6 und 10^{13} Bq, wobei der Schwerpunkt zwischen 10^{10} und 10^{12} Bq liegt. In Abb. 5 ist die durchschnittliche spezifische Aktivität der wichtigsten Materialien in diesen Containern dargestellt.

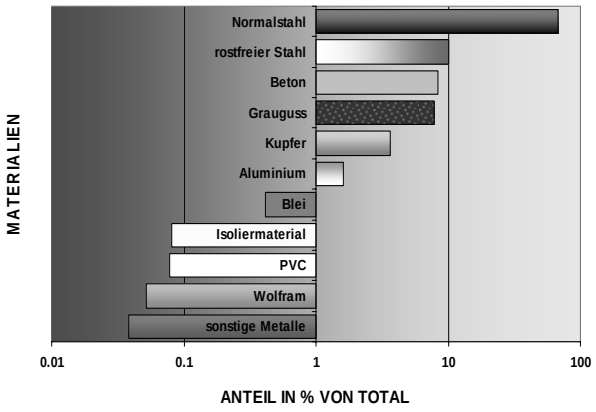


Abb. 4: Materialanteile in den Abfallcontainern

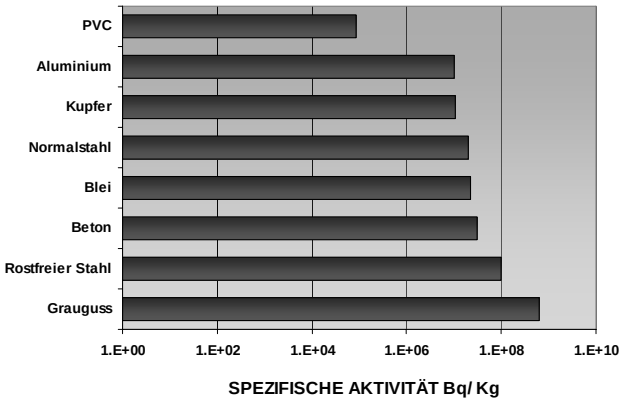


Abb.5: Mittlere spezifische Aktivität der wichtigsten Materialien

In Tab. 1 sind für die wichtigsten Materialklassen diejenigen Nuklide gelistet, die nach 1 Jahr Abklingzeit die Gesamtaktivität dominieren, sowie diejenigen, die für ein Endlager besonders sicherheitsrelevant sind. Diese Auflistung beruht auf berechneten repräsentativen Nuklidinventaren gemäss der in Kapitel 2 beschriebenen Methode.

Tab. 1: Nuklide welche für die wichtigsten Materialklassen die Gesamtaktivität nach 1 Jahr Abklingzeit bzw. die Endlagersicherheit dominieren.

Materialklasse	**Aktivitätsrelevant**	**Sicherheitsrelevant**
Rostfreier Stahl	Co-60, Mn-54, Ni-63, Co-57, V-49	Mo-93, Ag-108m, H-3, C-14, Ni-63
Normalstahl	Fe-55, Mn-54, Co-60	H-3, Ag-108m, C-14, Mo-93, Hg-194
Aluminium	Na-22, H-3	Ag-108m, H-3, Na-22, Hg-194
Kupfer	Co-60, Ni-63, Co-57, Fe-55, H-3	Ag-108m, H-3, Hg-194, Ni-63
Blei	Eu-152, H-3, Tl-204	Hg-194, Ag-108m, Pb-202, Bi-207
Normalbeton	H-3, Eu-152, Fe-55, Na-22, Ca-45	H-3, C-14, Ag-108m, Na-22, Hg-194
PVC	S-35, H-3, Cl-36, Zn-65	Cl-36, Hg-194, H-3

5 Danksagung

Unser besonderer Dank gilt Herrn F. Atchison, der die Methodik für die Berechnung des Nuklidinventars entwickelt hat. Ausserdem möchten wir den Mitarbeitern der Hotzelle und insbesondere Herrn A. Hagel für ihren motivierten Einsatz danken. Frau D. Schumann danken wir für die gute Zusammenarbeit bei der Analytik von Proben.

6 Literaturverzeichnis

[1] F. Atchison, The PSIMECX medium-energy neutron activation cross section library Part I: Description and procedures for use, PSI Bericht Nr. 98-09, 1998.

F. Atchison, The PSIMECX medium-energy neutron activation cros section library Part II: Calculational methods for light to medium mass nuclei, PSI Bericht Nr. 98-10, 1998.

F. Atchison, The PSIMECX medium-energy neutron activation cros section library Part III: Calculational methods for heavy nuclei, PSI Bericht Nr. 98-11, 1998.

[2] M. Blann, Workshop on computation and analysis of data relevant to nuclear energy & safety, Trieste 1992, p. 512, World Scientific, Singapore (1993).

[3] H. W. Bertini, Intranuclear-Cascade Calculations of the Secondary Nucleon Spectra from Nucleon-Nucleus Interactions in the Energy Range 340 to 2900 MeV and Comparison with Experiment, Phys. Rev. 188, p.174, 1969.

[4] D. Schumann, R. Weinreich, F. Atchison, H.-F. Beer, Analytische Bestimmung des Radionuklidinventars in Beschleunigerabfällen, dieser Tagungsband.

[5] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, Richtlinie für schweizerische Kernanlagen HSK-R-14/d, Anforderung an die Konditionierung radioaktiver Abfälle, 2004.

RECYCLING VON RADIOAKTIV KONTAMINIERTEN METALLEN: 15 JAHRE ERFOLGREICHER BETRIEB DER CARLA-ANLAGE IN KREFELD – STATUS UND AUSBLICK

RECYCLING OF RADIOACTIVELY CONTAMINATED METALS: 15 YEARS OF SUCCESSFULLY OPERATING OF THE MELTING PLANT CARLA IN KREFELD – STATUS AND VIEW

Thomas Kluth, Ulrich Quade

Siempelkamp Nukleartechnik GmbH, Krefeld, Deutschland

Zusammenfassung – *Seit mehr als 20 Jahren beschäftigt sich die Firma Siempelkamp mit dem Einschmelzen und Recycling von radioaktiv kontaminierten Metallen aus nuklearen Anwendungen. Der Beitrag stellt in kompakter Form das aktuelle Leistungsspektrum der Schmelzanlage Carla dar und gibt einen Ausblick auf neue Entwicklungen.*

Summary *– Since more than 20 years the company Siempelkamp is deeply involved in the field of melting and recycling of radioactively contaminated metals from the nuclear industry. The paper gives a compact overview about the current potentials of the melting plant Carla and about new developments.*

Schlüsselwörter - Radioaktive Metalle, Schmelzen, Recycling, Komponenten, Freigabe

Keywords - radioactive metals, melting, recycling, components, release

1. Einleitung

Seit Inbetriebnahme der CARLA-Anlage im Oktober 1989 wurden ca. 20.000 t radioaktiv kontaminierte Metalle (C-Stahl, Edelstahl, Buntmetalle, Verbundmaterial) eingeschmolzen. Der Name CARLA steht für „Centrale Anlage zum Recyclieren leichtaktiver Abfälle“ und ist eine in Deutschland einmalige Anlage, die durch ihr breites Spektrum an Behandlungs- und Verwertungsoptionen auch international eine Spitzenposition einnimmt. Die Rückführung der Metalle in den Wertstoffkreislauf, sei es als Produkt oder als Sekundärrohstoff, verbunden mit der maximalen Volumen- und Kostenreduktion hinsichtlich der Endlagerung, ist die primäre Aufgabe, der sich Siempelkamp mit dem Betrieb und der Weiterentwicklung der CARLA-Anlage stellt. Die Erfahrungen der letzten 15 Jahre zeigen, daß das Anlagenkonzept und die Unternehmensphilosophie die Elemente Sicherheit, Ökologie und Ökonomie in vorbildlicher Art und Weise verbindet.

2. Genehmigung und Annahmegrenzwerte

Die CARLA-Anlage ist nach § 7 StrlSchV genehmigt und kann derzeit Metalle und sonstige giessereitechnisch verwertbare Stoffe mit Aktivitäten bis zu 200 Bq/g verarbeiten. Für die niederenergetischen Betastrahler Fe-55, Ni-63, C-14 und H-3 sind zusätzlich 2.000 Bq/g erlaubt. Der Anteil an Kernbrennstoff ist limitiert auf 15g/100 kg.

Die Metalle können, bei Einhaltung der transportrechtlichen Bedingungen, in 200l-Fässern, 20‘-Containern oder als Einzelkomponenten per Strasse oder Schiene angeliefert werden. Schiffsanlieferungen sind über den Rheinhafen Krefeld ebenfalls möglich.

3. Hallenlayout und Anlagentechnik

Bis zur Verarbeitung wird das angelieferte Material entweder in der Lagerhalle oder auf dem Containerlagerplatz zwischengelagert. Beide Bereiche verfügen über entsprechende Krankapazität und bieten Platz für ca. 180 Stück 20‘-Container.

Die CARLA-Anlage selbst unterteilt sich in einen Sortier- und Zerlegebereich und den separat eingehausten Schmelzbereich.

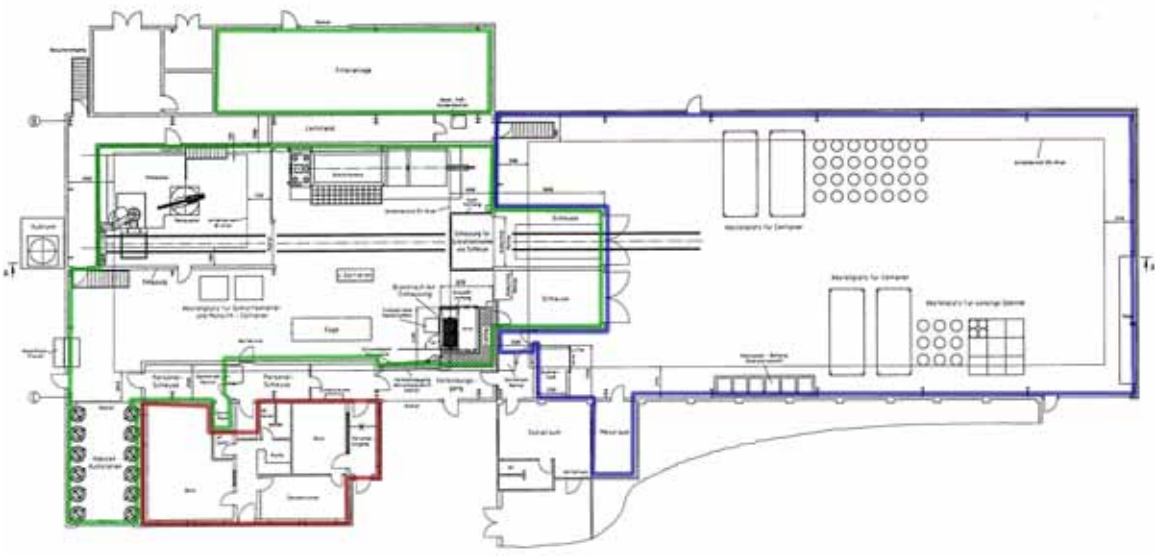


Abb. 1: Hallenlayout der Carla-Anlage

Im Sortier- und Zerlegebereich können heute Komponenten bis zu der Grösse eines 40‘-Containers und Gewichten bis max. 30 t thermisch und mechanisch zerlegt werden.

Derzeit wird an einem neuen Zerlegekonzept gearbeitet, daß zukünftig auch das Handling grösserer und vor allem wesentlich schwererer Teile erlauben wird. Ergänzt wird der Bereich durch die neu installierte Strahlanlage zur Vordekontamination primär von Edelstahlteilen.

Abb.2: Strahlanlage zur Vordekontamination

Abb. 3: Großkomponente im Zerlegebereich

Herzstück der Anlage ist ein 3,2 t Mittelfrequenz-Induktionsofen mit einer Schmelzleistung von ca. 2 t Stahl/h, der durch den Einsatz verschiedener Tiegelmaterialien auch für die Verarbeitung von Buntmetallen (Aluminium, Kupfer, Messing) geeignet ist. Neben den normalen C-Stahl- und Edelstahlqualitäten kann auch beschichteter oder verzinkter Stahl sowie Zwei-Komponenten-Material (z. B. Stahl-Blei oder Stahl-Alu) eingeschmolzen werden. Für die Behandlung von Blei steht eine speziell adaptierte Bleipfanne mit einem temperaturgesteuerten Gasbrenner zur Verfügung.

Abb. 4: Manipulator beim Abschlacken des Induktionsofens

Abb. 5: Blöcke auf dem Lagerplatz

Je nach Material- und Kontaminationsart kommen unterschiedliche Behandlungsverfahren zur Steigerung der Dekontaminationswirkung des Schmelzverfahrens zum Einsatz.

Erzeugt werden in der CARLA ausschliesslich Zwischenprodukte in Form von Blöcken oder Granulat, die dann gemäß den Resultaten der radiologischen und metallurgischen Analyse einem Verwertungspfad zugeordnet werden.

4. Verwertung und Freigabe

SNT kann diese Blöcke oder Granulate bei der Herstellung von Endprodukten für die Nuklearindustrie (z. B. Transport- u. Lagerbehälter aus Guss und Beton, Abschirmungen aller Art sowie kundenspezifische Anwendungen) einsetzen oder, soweit die Grenzwerte der StrlSchV eingehalten werden, diese über ein Freigabeverfahren als Sekundärrohstoff dem konventionellen Metallmarkt zuführen.

Abb. 6: Recyclingkomponenten Mosaik®, Granulatbetonabschirmung (GBA), Abschirmriegel

Ähnlich wird mit den anfallenden Sekundärabfällen wie z. B. Schlacke und Staub verfahren, wobei die Alternativen hier Rücklieferung an den Kunden oder Freigabe zur konventionellen Verwertung/Entsorgung sind.

5. Analytik

Abgerundet wird das Leistungsspektrum der CARLA durch ein eigenes, nach DIN 45001 akkreditiertes gammaspektrometrisches Messlabor, in dem sämtliche Materialproben aus dem laufenden Prozeß qualitätsgesichert analysiert werden und das auch externen Kunden offen steht. Das Labor nimmt seit 1997 am Ringversuch des Bundesamtes für Strahlenschutz teil und konnte stets mit guten Ergebnissen überzeugen.

Abb. 7: HPGe-Detektoren im SNT-Labor

6. Resümee

Basierend auf den langjährigen Erfahrungen führt Siempelkamp einen stetigen Entwicklungsprozeß in verfahrens- und anlagentechnischen Belangen durch und paßt sich so der aktuellen Marktsituation an. Derzeit liegen die Schwerpunkte der Entwicklung auf den Bereichen „Erhöhung der Recyclingquote bei Nuklearkomponenten“, „Steigerung des Dekontaminationseffektes“, „Absicherung von Freigabepfaden“ und „Zerlegung von Großkomponenten“. Bei jedem neuen Verfahrensschritt werden die strahlenschutzrelevanten Aspekte bereits in der Planungsphase berücksichtigt, um den nachgewiesenen hohen Standard des Anlagen-Strahlenschutzes aufrechterhalten zu können.

7. Literaturverzeichnis

[1] Kluth, T.; Quade, U.
Freigabe von Metallen und Abfällen aus dem Schmelzprozeß bei Siempelkamp
GNS-Workshop „ Freigabe und Freimessen“
17./18.März 2005, Gladbeck, Deutschland

[2] Kluth, T.; Quade, U.; Ledebrink, F.W.
Recycling of uranium and plutonium contaminated metals from decommissioning of the Hanau fuel fabrication plant
Waste Management Conference (WM‘ 03), 23. – 27. Februar 2003, Tucson, USA

[3] Quade, U.
Radiological characterization of steel scrap by melting
ICEM 2001, 30. September – 04. Oktober 2001, Brügge, Belgien

[4] Hamm, M.; Kreh, R.; Quade, U.
Recycling of contaminated scrap by melting – 10 years of experience in Germany
Safewaste 2000, Oktober 2000, Montpellier, Frankreich

RADIOAKTIVE STOFFE IM METALLSCHROTT, DIE SITUATION IN DER SCHWEIZ

RADIOACTVE MATERIALS IN SCRAP METAL, THE SITUATION IN SWITZERLAND

Hermann Jossen

Schweizerische Unfallversicherungsanstalt Suva, Luzern, Schweiz

Zusammenfassung *— Vor gut 10 Jahren verursachten verschiedene Ereignisse im schweizerischen und internationalen Metallrecycling eine Sensibilisierung auf unerwünschte radioaktive Stoffe. Italien, einer der Hauptabnehmer für Altmetall, begann mit systematischen, behördlichen Grenzkontrollen. In der Folge wurde in der Schweiz in Zusammenarbeit mit den Recyclingbetrieben, den italienischen Behörden, dem Bundesamt für Gesundheit (BAG), der Hauptabteilung für die Sicherheit von Kernanlagen (HSK) und der Schweizerischen Unfallversicherungsanstalt (Suva) ein Konzept erarbeitet, um den verschiedenen Anforderungen gerecht zu werden.*
Personenschutz, Umweltschutz, Betriebs- und Werkschutz, die Qualitätssicherung des Recyclingmaterials sowie der produzierten Halb- und Fertigfabrikate erfordern abgestimmte Lösungen, deren Hauptpunkte die Ausbildung, geeignete Messgeräte und eine Interventions- und Entsorgungsstrategie sind.
Aufgefundene radioaktive Stoffe werden professionell geborgen, gelagert und der Entsorgung zugeführt. Die Untersuchung von Ereignissen kann zu verwertbaren Hinweisen auf Lücken und Verbesserungsmöglichkeiten im allgemeinen Strahlenschutz führen.

Summary *— about 10 years ago, different happenings in the Swiss and international metal scrap recycling scene created a sensibility to unwanted radioactive substances in scrap metal. Italy, one of the main buyers for scrap metals, started at its borders with systematic checks, arranged by authorities. As a consequence, in Switzerland a concept was elaborated under cooperation of the recycling companies, the Italian authorities, the Federal Office of Public Health (BAG), Swiss Federal Nuclear Safety Inspectorate (HSK) and the Swiss National Accident Insurance Fund (Suva) to fulfil the different requirements.*
Individual radioprotection, protection of environment, protection of work yard and machinery and the quality assurance of the recycled metals and the resulting products requires adapted solutions with the main issues: training, suitable measuring equipment and an intervention- and waste management.
Detected radioactive substances are professionally recovered, stored and submitted to the radioactive waste collection. The investigation of the happenings can lead to useful hints on gaps and on chances for improvements in general radioprotection.

Schlüsselwörter *— Altmetall, Kontrolle, Radioaktivität*
Keywords *— Scrap metal, check, radioactivity*

1. Geschichtliche Entwicklung

Durch Ereignisse in Italien, bei denen radioaktive Strahlenquellen mit Metallschrott eingeschmolzen wurden und Kontaminationen verursachten, veröffentlichte das italienische Gesundheitsministerium am 29. Juli 1993 eine Direktive über die Radioaktivitätskontrolle von Metallschrott an den Landesgrenzen und im eigenen Land [1]. In Chiasso wurden nun von italienischen Beamten der lokalen Gesundheitsbehörde *Unità Socio Sanitaria Locale, Lombardia* (USSL) Messungen durchgeführt und Rückweisungen verfügt, sofern an der Ladung erhöhte Dosisleistung über der Schwankungsbreite der natürlichen Strahlung festgestellt wurde. Die anderen Grenzübergänge wurden für Einfuhren von Altmetall aus der Schweiz gesperrt.
Jede Rückweisung führte zu Unannehmlichkeiten bei allen Beteiligten und Folgekosten für den Altmetallhandel. Die ersten Fälle waren überdies begleitet von negativem Medienecho. Die Suva hat am 29. Oktober 1993 an alle Recyclingbetriebe ein Orientierungsschreiben gerichtet und am 10. Dezember 1993 ein Seminar in Luzern angeboten, unter Mitwirkung aller Beteiligten, auch der zuständigen italienischen Behörden. Ziel war es, in der Schweiz eine freiwillige, effiziente Selbstkontrolle aufzubauen, um Rückweisungen an der Grenze zu verhindern und die Strahlenschutzkompetenz auch im eigenen Land zu fördern. Die Wirkung dieser Bemühungen sind in Tabelle 1 erkennbar.

Jahr	Anzahl Rückweisungen
ab Juli 1993	12
1994	17
1995	4
bis April 1996	4

Tab. 1: Rückweisungen in die Schweiz an der Grenze zu Italien 1993 bis 1996

Durch ein neues Dekret des italienischen Finanzministeriums vom 22. Januar 1996 [2] konnten ab dem 1.4.96 Eisenbahnwagen und Camions mit Altmetall die Grenze nach Italien nur noch mit einem Attest, mit der offiziellen Bezeichnung *Modulo IRME 90*, passieren. In diesem Attest musste bestätigt werden, dass die Ladung in der Schweiz auf Radioaktivität geprüft wurde. Ab Anfang Mai 1996 war die Ausfuhr von Altmetall mit IRME 90 auch wieder über andere Zollstationen möglich. Exporte via Domodossola und Tirano sind vor allem für die Recycling-Betriebe der West- und Ostschweiz von grosser Bedeutung.

2. Konzept

Zusammen mit den Altmetallverbänden und dem Bundesamt für Gesundheit (BAG) hat die Schweizerische Unfallversicherungsanstalt (Suva), Bereich Physik, als Aufsichtsbehörde für den Strahlenschutz im Bereich von Industrie und Gewerbe, ein Konzept erarbeitet, das nach wie vor gültig ist und wie folgt aussieht:
Das verlangte Attest IRME 90 ist vom Exporteur beizubringen. Die Prozedur verlangt konkrete Messwerte (Abb. 1), die Unterschrift eines Strahlenschutz-Experten und die Bestätigung durch eine zuständige amtliche Stelle in der Schweiz (BAG oder Suva). Die Prüfung der Ladungen kann durch die Altstofffirma (Absender) selber oder eine autorisierte Servicefirma (an der Grenze) durchgeführt werden. Da die Berechtigung zum Ausstellen solcher Attests auch von italienischer Seite an Bedingungen geknüpft ist und da beim Kontrollieren von Ladungen radioaktive Stoffe gefunden werden können, hat man in der

Schweiz diese Tätigkeiten der bestehenden Bewilligungspraxis nach dem Strahlenschutzgesetz unterstellt (Bewilligungsbehörde BAG, Aufsichtsbehörde Suva). Die Suva bildet die Strahlenschutzsachverständigen in 3-tägigen Ausbildungskursen (mit Prüfung) aus.

RISULTATI DEI CONTROLLI / RESULTATS DES CONTRÔLES / ERGEBNISSE DER KONTROLLE

Fondo naturale locale medio al momento del controllo F = ...µGy/h
(Fond naturel local moyen au moment du contrôle / Mittelwert der natürlichen lokalen Strahlung im Moment der Kontrolle)

Massimo valore rilevato in aria entro 20 cm dalle pareti del carico: .....µGy/h
(Valeur maximale relevée en air dans 20 cm des parois du chargement/ Grösster Wert gemessen in der Luft binnen 20 cm von den Wänden der Ladung)

Abb. 1: Radiologische Angaben im Modulo IRME 90, dem offiziellen italienischen Einfuhrattest, über durchgeführte Kontrollmessungen an Altmetall-Ladungen (Container, Lastwagen, Eisenbahnwagen, Schiffsladungen)

Die italienischen Behörden führen an der Grenze nur noch verdeckte Überwachungsmessungen durch. Die Schmelzwerke in Italien sind zu Kontrollmessungen in ähnlicher Art vor dem Entladen verpflichtet. Die Nachmessungen durch die italienischen Schmelzwerke und die lokalen Gesundheitsbehörden in Italien haben seit Mai 96 zur Beanstandung einer Ladung (Sept. 98) geführt.

3. Folgerungen und Forderungen zur Messung

3.1 Geräteanforderung

Die Messstatistik und der natürliche Untergrund erschweren das Auffinden von schwachen oder abgeschirmten radioaktiven Quellen innert nützlicher Frist. Nach den praktischen Erfahrungen sollten die für das Erstellen des IRME 90 verwendeten Messgeräte folgenden Anforderungen erfüllen:

- Konsistentes Resultat innerhalb von max. ca. 30 Sekunden pro Messpunkt.
- Wiederholungsmesswerte innerhalb einer Schwankungsbreite von ± 5 %. Um dieses Ziel zu erreichen, muss das Gerät pro Messung mindestens über 1000 Einzelimpulse einen Mittelwert bilden.
- Die Ansprechempfindlichkeit in Bezug auf die Strahlungsenergie soll so sein, dass die Strahlung von Quellen üblicher Bauart erkannt werden kann. Praktisch muss das Gerät einen Photonen-Energiebereich von 0.060 bis 1.33 MeV (Am-241 bis Co-60) abdecken.
- Ein Instrument muss den Umgebungsbedingungen standhalten: Luftfeuchtigkeit bis 100%, Regen, Lufttemperatur -15°C bis +40°C, Ablesbarkeit von hell bis dunkel, reinigungsfähig, Schutz gegen Perforation durch spitze Gegenstände.

3.2 Praktisches Vorgehen

Das konkrete Vorgehen muss in einer verbindlichen betriebsinternen Weisung festgelegt werden.

- Vor jedem Einsatz muss eine Funktionskontrolle des Messgerätes durchgeführt werden, jährlich ist eine Konstanzprüfung fällig.
- Als erstes muss die natürliche Untergrundstrahlung in Abwesenheit der Ladung (Eisenbahnwagen, Container oder LKW) ermittelt und im IRME 90 eingetragen werden.
- Pro Ladung muss an einer genügend grossen Zahl von Messpunkten gemessen werden. Der Messort ist in der Regel auf einer Höhe von 1.80 m über Boden und einem Abstand zu den

Wänden der Ladung von 20 cm. Bei geringer oder unregelmässiger Schüttung soll auf Schwerpunktshöhe der Ladung gemessen werden. Es soll Sektorweise vorgegangen werden, die Sektoren sollen nicht breiter als 1 m sein. Das Messprotokoll ist aufzubewahren; der höchste gemessene Wert ist im IRME 90 einzutragen. In kritischen Fällen (z.B. Shredder, Alu-Alt, Haushaltsammelgut, militärischer und kerntechnischer Schrott) sollen auch orientierende Messungen auf der Ladung durchgeführt werden.
- Bei Messungen an Altmetall-Ladungen ist die Dosisleistung normalerweise tiefer als die natürliche Untergrundstrahlung, weil vor allem die natürliche Strahlung des Bodens durch die Ladung abgeschirmt wird. Wird bei der Messung an einem Punkt eine leichte Erhöhung (+5%) der Dosisleistung erkannt, dann gibt es dafür einen Grund, der gefunden werden muss. Die Ladung kann nicht freigegeben werden. Dabei sind Störeffekte durch natürliche Strahlung zu berücksichtigen. Starke Verunreinigungen (Erde) oder Fremdmaterialien (Papier) oder Regenwasser nach längerer Trockenperiode können den Gehalt von natürlichen radioaktiven Stoffen in einer Ladung ansteigen lassen.
- Radioaktive Fundstücke sind in einer Lagerstelle nach der Verordnung über den Strahlenschutz (StSV) zu lagern und anlässlich der jährlich stattfindenden Sammelaktion des BAG abzugeben.
- Wird bei einer Messung oder bei einem Fund ein Dosisleistung von mehr als 20 µSv/h in ca. 50 cm Abstand von der vermuteten Strahlenquelle festgestellt, dann gelten Störfallprozeduren (Absperren, Alarmieren). Die Bergung erfolgt dann unter Aufsicht der Suva, ggf. durch eine entsprechend ausgerüstete Einsatzequipe.

4. Lücken und Verbesserungsmöglichkeiten

Die Art der aufgefundenen Gegenstände und Vorkommnisse werden von der Aufsichtsbehörde laufend analysiert. Das am häufigsten aufgefundene Nuklid war Ra-226. Mit Ausnahme von zwei Funden unterlagen die aufgefundenen Quellen keiner Bewilligungspflicht. In einigen Fällen handelte es sich um Quellen, für die es zum Beschaffungszeitpunkt noch keine Bewilligungspflicht gab und die später nicht legalisiert wurden. Es gab Fundstücke mit einer Zulassungsverfügung, die richtigerweise dem Hersteller (Zulassungseigner) zurückgegeben werden müssten. In einigen Fällen galten die Stoffe nach dem schweizerischen Recht nicht als radioaktiv, sie wurden aber mit der angewendeten Messmethode identifiziert und nicht für den Versand nach Italien freigegeben. In solchen Fällen sind direkte, kontrollierte Recycling-Lösungen mit schweizerischen Schmelzwerken anzustreben. Dieser Umstand wurde in einer Richtlinie der HSK berücksichtigt [3]. Schweizerische Schmelzwerke und viele Recyclingbetriebe führen als Werkschutzmassnahme seit einigen Jahren Eingangskontrollen des angelieferten Materials durch. In seltenen Fällen wurden radioaktive Kontaminationen an unbeladenen Eisenbahnwagen festgestellt.

5. Literaturverzeichnis

[1] Ministero della Sanità, Circolare N. 30, Direttiva sul controllo della radioattività di rottami metallici, Roma 29 luglio 1993

[2] Ministero delle Finanze, Circolare N. 13/D, Controlli radiometrici all'importazione di rottami metallici, Roma, 22.01.96

[3] Inaktivfreigabe von Materialien und Bereichen aus kontrollierten Zonen (Freimessrichtlinie), HSK-R-13/d, HSK in Zusammenarbeit mit BAG und Suva

FREIMESSUNG UND FREIGABE VON GERINGFÜGIG RADIOAKTIV KONTAMINIERTEN STOFFEN IN SEIBERSDORF

FREE RELEASE MEASUREMENT AND CLEARANCE OF SLIGHTLY RADIOACTIVE MATERIAL IN SEIBERSDORF

C. Lechner

Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH (NES)
Austrian Research Centers Seibersdorf, Österreich
2444 Seibersdorf

Zusammenfassung *— Die Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH, eine Tochter der Austrian Research Centers Seibersdorf, ist von der Republik Österreich mit der Sammlung, Aufarbeitung und Konditionierung aller in Österreich anfallenden radioaktiven Abfälle beauftragt. Zusätzlich fallen durch die Dekommissionierung des ASTRA-Forschungsreaktors, verschiedener Laboratorien und Einrichtungen am eigenen Standort auch große Mengen an geringfügig radioaktiv kontaminierten Stoffen an. Ein Hauptaugenmerk muss dabei auf die Reduzierung der zu konditionierenden Abfallmengen gerichtet sein - einerseits um eine aufwändige Handhabung im Zuge der Konditionierung zu vermeiden und andererseits um nicht in Zukunft teure Endlagerkapazität zu binden.*
Die Freigabe ist definiert als ein Verwaltungsakt, der die Entlassung radioaktiver Stoffe sowie kontaminierter beweglicher Gegenstände, Gebäude, Bodenflächen, Anlagen oder Anlagenteile aus der strahlenschutzrechtlichen Überwachung regelt.
Nach der Freimessung und einer damit verbundenen Freigabeempfehlung kann die zuständige Behörde die Freigabe des gegenständlichen Materials genehmigen.
Um die Freimessung großer Abfallströme in NES ökonomisch zu bewältigen, wurde eine Freimessanlage vom Typ RADOS RTM640lnc [1] installiert und 2003 in Betrieb genommen. Der erfolgreiche Einsatz der Anlage wird hier an Hand eines Rückbauprojektes skizziert.

Summary *— Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH, a subsidiary of the Austrian Research Centers Seibersdorf, is authorized by the Republic of Austria to collect, treat and condition the entire radioactive waste generated in Austria. In addition, due to the decommissioning of the ASTRA research reactor and several laboratories at the site, a large quantity of slightly radioactive material is accumulated. Attention has to be given to reduce the amount of waste to be conditioned - on the one hand in order to avoid the efforts of treatment during the conditioning process and on the other hand in order to save expensive capacity within a future final repository.*
Clearance is defined as the removal of radioactive materials or radioactive objects within authorized practices from any further regulatory control by the regulatory body.
After the free release measurement which results in a free release recommendation, the regulatory body can approve the clearance of the material.
In order to release big amounts of material economically, a free release measurement station RADOS RTM640lnc [1] was installed and went in operation in 2003. The successful introduction of the facility is demonstrated in the example of a decommissioning project.

Schlüsselwörter *— Freigabe, Leitnuklidkorellation, Grundkalibrierung, Nulleffekt*
Keywords *— clearence, key nuclide corellation, basic calibration, background*

1. Einleitung

Im Zuge von verschiedenen Rückbauten fallen in Seibersdorf pro Jahr mehrere 100 t freizumessendes Material an.
Auch wenn bei vielen sperrigen Gegenständen mit gut zugänglicher Oberfläche, wie z.B. Eisenträger, elektrische Schaltgeräte, Bleche, Möbel, und dergleichen, die Anwendung von mobilen Kontaminationsmessgeräten sowie zusätzlich Wischtestnahme die Methode der Wahl ist, so stößt man bei großen Stückzahlen von Gegenständen oder Gegenständen mit schwer zugänglicher/nicht messbarer Oberfläche bzw. bei Schüttgütern, wie sie zerkleinerte Mauerteile aus Beton, Ziegel oder Verputz, oder auch Erde oder Kies beispielsweise darstellen, rasch an die Grenzen der Durchführbarkeit. Selbst eine hochauflösende gammaspektrometrische Messung eines, mit einem solchen Messgut befüllten Gebindes, erfordert bereits einen erheblichen Messzeitaufwand.
Erklärtes Ziel war es, ein Messinstrument anzukaufen, welches sowohl mit sehr kurzen Messzeiten auskommen kann, als auch ganze Gebinde (200 Liter Fässer) aufzunehmen vermag und somit insgesamt für einen hohen Materialdurchsatz geeignet ist.
Die Wahl fiel dabei auf die Freimessanlage RTM640*lnc* von RADOS. Die Anlage wurde im Jahr 2003 installiert und in Betrieb genommen.

Abb. 1: Freimessanlage RTM640lnc

2. Anlagenbeschreibung

Die Aktivitätsbestimmung beruht hier auf dem Prinzip der Gamma-Gesamt Messung unter Anwendung der so genannten Leitnuklidkorellation. Mittels eines zu definierenden Nuklidvektors werden alle messbaren sowie auch alle nicht-direkt messbaren Nuklide (^{90}Sr, Pu, usw.) berücksichtigt.

Darauf soll später detailliert eingegangen werden.

Die Messkammer enthält 10 idente Plastik-Szintillationsdetektoren im Ausmaß von 50 cm x 50 cm x 5 cm. Das Verhältnis zwischen der effektiven Detektoroberfläche und der Messkammeroberfläche beträgt 62 %.
Traggestell ist ein massiver, selbst tragender Geräterahmen, der imstande ist, eine umseitig angebrachte Bleiabschirmung mit einer Dicke von 5 cm aufzunehmen und auch beim Transport die nötige Stabilität zu verleihen.
Durch diese Abschirmung wird ein niedriger Nulleffekt und damit kurze Messzeiten bei gleichzeitig niedrigen Nachweisgrenzen erreicht.
Für den Transport der Gebinde in die Messkammer wurde ein Kettenförderer vorgesehen.
Im außen angebrachten Schaltschrank befindet sich die speicherprogrammierbare Steuerung, die die Antriebe der Tür und des Förderers steuert.
In einer Entfernung von wenigen Metern befindet sich ein Kontrollraum, wo ein Schrank für die Aufnahme der Bedienelemente sowie des Industrierechners, Report- und Etikettendrucker und einer Waagenanzeige untergebracht ist und von wo aus der Operator die Anlage bedient.
Mit einer automatischen Waage wird die Gebindemasse bestimmt und zur Berechnung der massenspezifischen Aktivität verwendet.

3. Messtechnik

3.1 Leitnuklidkorellation

Darunter versteht man den mathematischen Zusammenhang, die gemessene Impulsrate auf ein Bezugsnuklid, das sog. Leitnuklid, hier ^{60}Co, zu beziehen und eine nachträgliche Aufteilung auf mehrere andere messbare Nuklide zu ermöglichen.

Vom Hersteller wurden für sämtliche messbare Nuklide diese Korellationsfaktoren bestimmt und mit der Anlagensoftware mitgeliefert.

$$A_{Ä}(i) = \frac{R_n(i).\Omega(i).q_n(i).\sum_{j=1}^{g} Z_g(j)}{\sum_{j=1}^{g} C_{lnc}(j).Z(j)} \quad \text{für Detektorkanal } i = 1 \ldots 11 \qquad (1)$$

wobei:
g ...messbarer Anteil
$R_n(i)$ ...Nettorate des Detektorkanals i
$q_n(i)$ ...Geometriefaktor des Kanal i
$\Omega(i)$ ...Wert der Grundkalibrierung des Kanal i
$\Sigma Z_g(j)$ ...Summe der Anteile aller messbaren Nuklide
$C_{lnc}(j)$ ...Korellationsfaktor des einzelnen messbaren Nuklids j
Z(j) ...Anteil des einzelnen messbaren Nuklids j
Anmerkung: Der Summenkanal wird als 11. Kanal bezeichnet.

Nach obiger Formel (Gl. 1) erfolgt als erster Schritt die Berechnung der Äquivalentaktivität $A_{Ä}(i)$ unter Zuhilfenahme der Anteile jedes messbaren Nuklids und der zugehörigen Korellationsfaktoren.

Daraus kann einfach die Gesamtaktivität A_{ges} berechnet werden:

$$A_{ges} = \frac{A_{Ä} \,.\, \Sigma Z}{\Sigma Z_g} \qquad (2)$$

wobei:

ΣZ ...Summe der Anteile aller Nuklide

ΣZ_g ...Summe der Anteile aller messbaren Nuklide

In diesem Abschnitt fielen erstmals die Begriffe Geometriefaktor und Grundkalibrierung. Diese werden im nächsten Kapitel ausführlich behandelt.

3.2 Kalibrierung

Bei der Kalibrierung der Anlage wird zwischen detektorabhängigen und –unabhängigen Parametern unterschieden.
Ersteren wird durch die so genannte Grundkalibrierung Rechnung getragen, dies ist die Kenngröße für die Detektoren. Die Grundkalibrierung soll in regelmäßigen Abständen wiederholt werden (Qualitätsmanagement) insbesondere dann, wenn es z.B. reparaturbedingt zu einem Austausch eines oder mehrerer Detektoren gekommen ist.

$$\Omega\,(i) = \frac{A_{grund}}{R_n\,(i)} \qquad \text{für Detektorkanal } i = 1 \ldots 11 \qquad (3)$$

wobei:

$\Omega\,(i)$ ...Grundkalibrierung in $Bq.ips^{-1}$

A_{grund} ...Aktivität des Kalibierstrahlers in Bq

$R_n\,(i)$ ...Nettoimpulsrate des i-ten Detektors in ips

Die Grundkalibierung wird festlegungsgemäß derart durchgeführt, indem für jeden Detektor/Detektorgruppe der Kalibrierstrahler mittig auf der gegenüberliegenden Wandseite angebracht und das Verhältnis Aktivität zu Impulsrate bestimmt wird. So wird zum Bespiel für die Detektorgruppe hinten oben/unten der Kalibrierstrahler an der Türseite mittig angebracht. Zur Reproduzierbarkeit der Positionierung sind entsprechende Markierungen auf den Wandflächen vorhanden.

Der Geometriefaktor $q_n\,(i)$ ergibt sich wie folgt:

$$q_n\,(i) = \frac{A_{kal}}{H_{mittel}\,(i).\,\Omega\,(i)} \qquad \text{für den i-ten Detektorkanal } i = 1 \ldots 11 \qquad (4)$$

wobei:

A_{kal} ...Aktivität des Kalibrierstrahlers in Bq

$H_{mittel}(i)$..Mittelwert der Höhenkalibrierung in ips

$\Omega\,(i)$ ...Wert der Grundkalibrierung in $Bq.ips^{-1}$

Der detektorunabhängige Geometriefaktor (dimensionslos) wird üblicherweise mittels der so genannten Höhenkalibrierung bestimmt und ist nur eine Funktion der Gebindeform und der Matrixdichte (siehe Gl. 4).
In Seibersdorf wurde der Kalibrierung mittels Realmessgut gegenüber der Anwendung eines Kalibrierdummies, wie ursprünglich vorgeschlagen, der Vorzug gegeben. So wurden bisher Kalibrierfässer für Betonbruch, Erde, Kabel und Kartonagen geschaffen.
Zur Aufnahme des Kalibrierstrahlers wurde jeweils ein Zentralrohr aus Kunststoff vorgesehen. Weiters wurde ein Quellenhalter geschaffen, um den Kalibrierstrahler sicher und reproduzierbar im Zentralrohr zu führen.

Abb. 2: Einsetzen des Halters mit Kalibrierquelle in das Zentralrohr des Kalibrierfasses

In 3 Kalibrierschritten werden die Quellenpositionen oben, mittig und unten gemessen. Der resultierende Wert der Höhenkalibrierung ergibt sich aus dem Mittelwert der 3 Kalibrierschritte.
Diese Form der Höhenkalibrierung ist zwar einfach zu bewerkstelligen, nachteilig wirkt sich jedoch die relativ große Konservativität aus.
Aus diesem Grund wurde versuchsweise ein Kalibrierfass für Erdaushub mit homogener Verteilung der Aktivität hergestellt. Dafür wurde eine Kalibrierlösung mit bekannter ^{60}Co Aktivität auf die Flüssigkeitsmenge von 1 Liter erweitert, in einem Filterhilfsmittel aufgesogen, getrocknet und anschließend als Teilmengen schichtenweise in das Gebinde eingebracht. Das Fass wurde darauf mittels eines Stapler-Fassgreifers gedreht und gerollt.
Da diese Methode eine nicht zufrieden stellende Homogenität erbrachte, wurde der Fassinhalt nachträglich noch in einer handelsüblichen Betonmischmaschine homogenisiert. Auf diese Art und Weise wurden jeweils ein 100 Liter Fass sowie anschließend ein 200 Liter hergestellt.
Um eventuell noch immer verbliebene, kleine radiale Inhomogenitäten zu mitteln, wurden 4 Kalibrierschritte durchgeführt und das Gebinde dabei jeweils um 90 Grad gedreht.
Nachfolgende Tabelle zeigt eine Übersicht der bisher zur Verfügung stehenden Kalibriergebinde.

Tab. 1: Zusammenstellung Kalibriergebinde

Fasstyp	Material	Kalibrierart
100 Liter	Betonbruch Erde Kartonagen	Zentralrohr, 3-Punkt-Kalibration
	Erde	Homogene Kalibration
200 Liter	Betonbruch Erde Kabel Wasser	Zentralrohr, 3-Punkt-Kalibration
	Erde	Homogene Kalibration

3.3 Nulleffekt

Vor Beginn einer Messserie muss eine aktuelle Nulleffektmessung durchgeführt werden.
Darüber hinaus wird bei leerer Messkammer (wird an der Waagenanzeige erkannt) und gleichzeitig geschlossener Tür automatisch eine Nulleffektmessung vorgenommen.

3.3.1 Nulleffektüberwachung

Während einer Messung könnte sich der Nulleffekt plötzlich durch Annähern eines, mit einem kontaminierten Messgut beladenen Gebindes ändern. Auch das Gegenteil wäre denkbar. Bei genau diesem Fall könnte es zu einer Freimessung eines ansonsten nicht freizugebenden Fasses kommen. Ein derartiges Verhalten wäre gefährlich und ist daher unbedingt zu unterbinden. Aus diesem Grund wurde eine Überwachung in der Form vorgesehen, dass eine signifikante Änderung in der Impulsrate während einer laufenden Messung erkannt und eine entsprechende Warnung ausgegeben wird. Dabei wird aus dem Vergleich eines „schnellen“ und eines „langsamen“ Mittelwertes der Impulsrate überprüft, ob sich die Schwankungsbreite innerhalb eines vorgegebenen Sigma-Wertes befindet. Die Messung wird daraufhin abgebrochen und eine Weiterführung des Messbetriebes ist erst nach einer neuen Nulleffektmessung möglich.

3.3.2 Nulleffektabsenkung

Mit steigendem Volumen und Materialdichte erreicht die Nulleffektabsenkung durch das Gebinde beträchtliche Werte, die bei der Messung berücksichtigt werden müssen. So sei hier ein Erfahrungswert erwähnt, der bei Versuchsmessungen mit einem 200 Liter Wasserfass durchgeführt wurde, wo sich ein Absenkungseffekt von 5,4 % ergab.
Dies ist in der Tatsache begründet, dass die in die Messkammer eingedrungenen Gammaquanten einerseits unbeeinflußt vom Gebinde einen Effekt in den Detektoren bewirken, während andere wieder eine Absorption durch das Messgut erfahren wobei der Anteil der im Gebinde absorbierten Gammaquanten mit höherer Matrixdichte zunimmt.
Es ergibt sich somit ein nicht linearer Zusammenhang zwischen Gebindemasse und Absenkungswert.

3.4 Berücksichtigung „natürliche“ Aktivität im Messgut

Darunter wird hier das Vorhandensein von Aktivitäten aus natürlichen radioaktiven Zerfallsreihen (Uran sowie Thorium), weiters ^{40}K und eventuell nicht vom Umgang in diesem Kontrollbereich herrührende Nuklide (z.B. ^{137}Cs nach Tschernobyl-Fallout) verstanden. D.h. dies ist jene Aktivität die einem Messgut anhaftet, bevor es in den Kontrollbereich einer Anlage eingebracht wurde.
Ein Berücksichtigung kann entweder nach Beprobung und einer gammaspektrometrischen Analyse als massenspezifischer Abzug erfolgen (siehe Gl. 5) oder durch eine Messung eines geeigneten Realmessgutes zur Bestimmung eines Messeffektabzuges.
Die Vor- und Nachteile der beiden Möglichkeiten sollen hier beleuchtet werden.

$$R_{eig}(i) = \sum_{1}^{n} \frac{A_{nat}(n).M}{\Omega(i).q_n(i).C_{lnc}(n)} \quad \text{für den i-ten Detektorkanal i = 1 ...11} \qquad (5)$$

wobei:
R_{eig} (i) ...Impulsrate der “natürlichen“ Aktivität des Detektorkanals i in ips
n ...“natürliches“ Nuklid
$A_{nat}(n)$ ...Aktivitätskonzentration des n-ten „natürlichen“ Nuklids in $Bq.g^{-1}$
M ...Nettomasse des Gebindes in g
$\Omega(i)$ ...Wert der Grundkalibrierung des Kanal i in $Bq.ips^{-1}$
$q_n(i)$ ...Geometriefaktor des Kanal i
$C_{lnc}(n)$ ...Korellationsfaktor des „natürlichen“ Nuklids n

Wie aus Gleichung (5) ersichtlich befindet sich im Nenner der Formel der Geometriefaktor $q_n(i)$.
Verwendet man nun eine konservative, zentrale Punktkalibrierung im Gegensatz zur vorliegenden homogenen Verteilung der Aktivität, so erfolgt eine Unterschätzung der „natürlichen“ Aktivität und damit eine zu geringe Berücksichtigung des Abzuges.
Bei der messtechnischen Bestimmung mittels Realmessgut besteht andererseits die Problematik, ein repräsentatives Messgut zu finden, welches adäquate Materialeigenschaften (Art, Dichte) als auch ein dem freizumessenden Messgut entsprechendes Aktivitätsinventar der „natürlichen“ Aktivität besitzt. Darüber hinaus ist sicherzustellen, dass keine künstlichen Aktivitäten vorliegen.

Die Nettoimpulsrate $R_n(i)$ ergibt sich somit zu:

$$R_n(i) = R_b(i)-[R_0(i)-R_{abg}(i)]-R_{eig}(i) \quad \text{für den i-ten Detektorkanal i=1...11} \qquad (6)$$

wobei:
$R_n(i)$ ...resultierende Nettoimpulsrate
$R_b(i)$ ...Bruttoimpulsrate
$R_0(i)$ ...Nulleffektimpulsrate
$R_{abg}(i)$ ...Impulsrate der Absenkung des Nulleffektes
$R_{eig}(i)$ ...Impulsrate der Eigen(-natürlichen)-Aktivität
Sämtliche Impulsraten in cps

3.5 Homogenität

Dabei erfolgt eine Zuordnung der 10 Detektor-Nettoimpulsraten zu einer virtuellen Aktivitätsverteilung mit 27 Würfeln, wobei je nach Aktivitätshöhe eine entsprechende Einfärbung der Würfel erfolgt. Die Berechnung der Homogenität erfolgt nach Gleichung (7):

$$| A(i) - A | < GW \cdot k \qquad (7)$$

A(i) ...Aktivität des i-ten Detektorkanal
A ...Gesamtaktivität
GW ...Aktivitätsgrenzwert, z.B. Nettomasse 300 kg; ^{60}Co 0,1 $Bq.g^{-1} \rightarrow$ GW = 30 kBq
k ...Homogenitätsfaktor (variabel)

4. Rückbauprojekt Schlammbeethalle

Diese Anlage diente zur Behandlung des im Zuge der Wasserreinigung anfallenden aktiven Fällschlammes. Dabei wurde der Schlamm in 2 Becken eingebracht, so dass sich Feststoffe absetzen und das überschüssige Wasser abfließen konnte. Da die Anlage bereits seit über 20 Jahren außer Betrieb genommen wurde, erfolgte der Entschluss, das Bauwerk bis zur „grünen Wiese“ rückzubauen.
Bereits 2003 wurde daran gegangen die beiden Schlammabsetzbecken zu entfernen. Nach Beprobung durch Bohrkernnahme war festzustellen, dass keine Aktivitäten tiefer in die Betonmatrix eingedrungen waren. Nachdem oberflächlich vorhandene Kontaminationen mittels Schleifwerkzeugen entfernt worden waren, erfolgten mit Hilfe eines Meisselbaggers der Abbruch der Becken und eine Zerkleinerung der Betonteile sowie die Verfüllung in 200 Liter Fässer zur Freimessung. Zur Ermittlung des Nuklidvektors wurden Schleifstaubproben analysiert. Insgesamt wurden 2003 180 Fässer mit einer Gesamtmasse von rund 45 Tonnen erfolgreich freigemessen. Verwendete Kalibrierung war dabei eine zentrale 3 Punkt-Kalibrierung eines mit Betonbruch verfüllten 200 Liter-Fasses (vgl. Tab. 1).
2004 wurde der Unterbeton (Hallenboden) mittels Bohrkernen beprobt. Dabei stellte sich heraus, dass offensichtlich frühere Kontaminationen mit einer Aufbetonschicht überdeckt wurden. Neben ^{137}Cs und geringen Konzentrationen von ^{60}Co wurde auch ^{90}Sr festgestellt. Beim Entfernen der Aufbetonschicht wurden unerwartet hohe ^{90}Sr Kontaminationen freigelegt. Eine Intensivierung der Strahlenschutzmaßnahmen wurde daher notwendig. So wurden die betroffenen Regionen beim Abbruch eingehaust, Schutzmaßnahmen zusätzlich zur Vermeidung von Inkorporationen angeordnet und Dosimeter unter den Überschuhen verwendet, um die Dosiswerte der Extremitäten zu erfassen. Nach Entfernen der relativ stark kontaminierten Stellen, wurden durch Einsatz von Schleifwerkzeugen und einer Bodenfräsmaschine die Kontaminationen derart entfernt, dass ein Meisselbagger die verbleibende Betonmatrix aufbrechen und zerkleinern konnte. Im Zuge der Dekontamination durchgeführte Analysen von Schleifstäuben wurden für die Erstellung des bei der Freimessung benötigten Nuklidvektors verwendet. Mit einem eigenen Kleinbagger wurden die Baurestmassen in Fässer verbracht. Bei der darauf folgenden Freimesskampagne wurden 135 Fässer mit einer Gesamtmasse von ca. 35 Tonnen erfolgreich freigemessen, wobei wiederum die gleiche Kalibrierung Anwendung fand.

5. Literaturverzeichnis

[1] Technische Dokumentation Freigabemessplatz RTM640*lnc*, Rados, Juni 2003

ERFAHRUNGEN DES BAYERISCHEN LANDESAMTES FÜR UMWELTSCHUTZ BEI DER FREIGABE VON RADIOAKTIVEN STOFFEN AUS BAYERISCHEN KERNKRAFTWERKEN

EXPERIENCE OF THE BAVARIAN ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY IN THE FIELD OF CLEARANCE OF RADIOACTIVE MATERIAL FROM BAVARIAN NUCLEAR POWER PLANTS

Jens-Uwe Gölling, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg, Deutschland

Zusammenfassung
Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz (LfU) ist bereits seit Jahren in das Freigabeverfahren von Materialchargen aus den bayerischen Kernkraftwerken eingebunden.
Die Bearbeitung einer Freigabe von Seiten des LfU umfasst u.a. die Prüfung der Dokumentation, Kontrollen vor Ort, Kontrollmessungen im hauseigenen Strahlenschutzlabor und die Bewertung der Messergebnisse. Ein Schwerpunkt der behördlichen Kontrollen liegt insbesondere im Bereich der Qualitätssicherung der zum Einsatz gekommenen Messmethoden. Für jede einzelne Freigabe ist eine Bestätigung des LfU notwendig.
Bei den Freigabemengen lässt sich ein deutlich höherer Anteil der Siedewasserreaktoren (SWR) im Vergleich zu den Druckwasserreaktoren (DWR) erkennen. Bei den Siedewasserreaktoren hat Metall den größten Anteil, dies erklärt sich insbesondere damit, dass Großkomponenten ausgetauscht wurden. Bei den Druckwasserreaktoren ist eine nahezu Gleichverteilung zwischen Metall, Bauschutt und restlichen Stoffen zu erkennen.
Seit 2001 wurden aus den laufenden bayerischen Kernkraftwerken lediglich 2% über den Weg der eingeschränkten Freigabe an Deponien abgegeben.
Abschließend ist festzustellen, dass sich die Freigabe in den bayerischen Kernkraftwerken zu einem eingespielten, praxisbewährten Verfahren entwickelt hat.

Summary
Since a few years the Bavarian Environmental Protection Agency is integrated in the procedure for the clearance of radioactive material from the bavarian nuclear power plants.
On the part of the Bavarian Environmental Protection Agency the clearance contains e.g. the check of the documentation, control survey at the plants, analysing of samples at the laboratory of the Protection Agency and the data validation of the measurements. A main focus of the supervision is also the quality assurance of the measuring methods and equipment. At least for every single clearance an official authentication is necessary before the material can be taken away from the plant.
The amount of released material is much higher at plants with boiling-water reactors than with pressurized-water reactors. Due to the replacing of several heavy main modules of the plants metal waste was the predominant released material of the boiling-water reactors. At the pressurized-water reactors metal, construction waste and other type of waste was produced in nearly equal amount.
Since the year 2001 only 2% of the released material has be deposited in the context of the so-called "constrained clearance procedure" at special public disposal sites.
Today the new clearance procedures are generally accepted. The cooperation and interaction between the Bavarian Environmental Protection Agency and the operating plant company during the procedures has been approved.

Schlüsselwörter – Freigabeverfahren, Siedewasserreaktor, Druckwasserreaktor, eingeschränkte Freigabe
Keywords *– clearance procedure, boiling-water reactor, pressurized-water reactor, constrained clearance*

1. Einleitung

Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz (LfU) mit Sitz in Augsburg und einer Außenstelle in Kulmbach ist von der atomrechtlichen Aufsichtbehörde, dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (StMUGV), mit dem Vollzug von Einzelmaßnahmen der Aufsicht auf dem Gebiet des Strahlenschutzes beauftragt. Diese Beauftragung schließt auch die Thematik der Freigabe radioaktiver Stoffe aus Kontrollbereichen der bayerischen Kernkraftwerke an den Standorten Isar mit den Anlagen Isar 1 und Isar 2, Gundremmingen mit der Doppelblockanlage KRB B/C sowie dem in Rückbau befindlichen KRB A und Grafenrheinfeld (KKG) ein, wobei das KKG in Nordbayern von unserer Außenstelle in Kulmbach beaufsichtigt wird.

2. Freigabeverfahren vor der Novellierung der Strahlenschutzverordnung

Vor der Novellierung der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) waren die Regelungen für die schadlose Verwertung auf der Grundlage des § 4 der alten StrlSchV [1] in den Betriebsgenehmigungen bzw. Betriebshandbüchern der Kernkraftwerke festgelegt worden. Die Grenzwerte für die massenspezifische Aktivität ergaben sich dabei durch Anwendung einer Summenformel, für die oberflächenspezifische Aktivität wurden einheitlich die Werte aus Spalte 4, Anlage IX der StrlSchV [1] verwendet. Die Verwendung von unterschiedlichen Mittelungsmassen und Variabilitäten bei der Anwendung der Summenformel stellten jedoch eine uneinheitliche Herangehensweise bei der Materialfreigabe dar.
Auf Basis der SSK-Empfehlung vom Februar 1998 [2] erarbeitete das LfU im Rahmen eines Projektes noch im selben Jahr eine Freigabemusterregelung für die Kernkraftwerke in Bayern. Mit der zügigen Umsetzung dieser Regelung in die Betriebshandbücher wurde eine einheitliche Freigabepraxis erreicht. Damit waren für die bayerischen Kernkraftwerke hinsichtlich der Freigabe bereits weitgehend Regelungen gültig, die im Rahmen der Novellierung der Strahlenschutzverordnung bundesweit eingeführt wurden.

3. Novellierung der Strahlenschutzverordnung und ihre Folgen für die Freigabe

Durch die Novellierung der Strahlenschutzverordnung 2001 [3] wurde die Freigabe fester und flüssiger radioaktiver Stoffe und damit die Entlassung radioaktiver Stoffe aus der strahlenschutzrechtlichen Überwachung im § 29 nunmehr gesetzlich geregelt.
Bei den bayerischen Kernkraftwerken wurden daraufhin in Abstimmung mit unserem Haus die Formulierungen der gesetzlichen Regelungen des § 29 in die Strahlenschutzordnungen übernommen und zugleich eine Konkretisierung des Freigabeverfahrens in den Betriebshandbüchern (BHB) vorgenommen. Mit der Zustimmung des StMUGV zu dieser BHB-Änderung wurde der Freigabebescheid erteilt.
Eine Verwendung, Beseitigung, Verwertung oder Abgabe an Dritte als nicht radioaktive Stoffe kann hiernach aber erst erfolgen, wenn das Bayerische Landesamt für Umweltschutz die Feststellung der Übereinstimmung mit den im BHB festgelegten Anforderungen nach § 29 Absatz 3 StrlSchV bestätigt hat.
Aus Sicht des LfU haben sich somit im wesentlichen die Rechtsbegriffe geändert, aus der bisherigen "Zustimmung zur Freigabe" wurde die nunmehr wortgewaltige "Bestätigung der Feststellung der Übereinstimmung mit den im BHB festgelegten Anforderungen".
Dessen ungeachtet ist in der täglichen Praxis das Prozedere im Grunde genommen gleich geblieben.

4. Freigabeverfahren in der Praxis

Grundsätzlich lässt sich feststellen, dass bereits die vorbereitenden Maßnahmen der Kernkraftwerksbetreiber, wie z.B. der Einsatz neuer Messtechnik, die Erstellungen von Fachanweisungen und die Festlegung von Nuklidvektoren in enger Abstimmung mit dem LfU erfolgen. So wurde beispielsweise in enger Zusammenarbeit zwischen unserer Behörde und den

Betreibern der bayerischen Kernkraftwerke in den letzten Jahren auch der Einsatz von integraler Messtechnik vorangetrieben.
Mittlerweile stehen somit in allen Anlagen Gesamt-γ-Freimesskammern wie beispielsweise die RTM 644 der Fa. RADOS im Kernkraftwerk Gundremmingen (Abb.1) und am Kernkraftwerkstandort Isar die RTM 600 (Abb. 2) zur Verfügung. Temporär kommt auch die große Freimessanlage der Firma NIS zum Einsatz.

Abb. 1: Gesamt-γ-Messplatz RTM 644

Abb. 2: Freimesskammer RTM 600

Die Einbindung des LfU erfolgt dabei bereits bei der Inbetriebsetzung der Freimesskammern. Anschließend werden von uns diese Messgeräte in regelmäßigen Abständen überprüft, auch die Kalibrierung wird aufsichtlich überwacht. So wirkte unser Haus beispielsweise bei der Kalibrierung der in Abbildung 3 gezeigten Fassmessanlage im Kernkraftwerk Gundremmingen, Block A (KRB A) mit und war an der Entwicklung neuer Kalibrierkörper beteiligt.

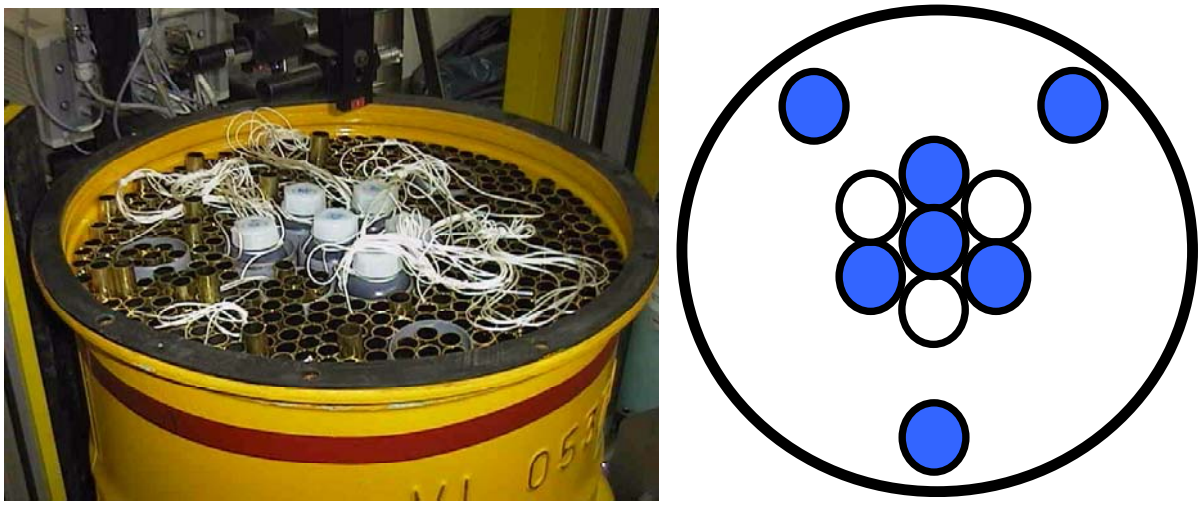


Abb. 3: Kalibrierfass von KRB A für Kondensatorrohre mit zentraler Anordnung der Aktivität (Aktivität in PE-Flaschen), rechts schematische Darstellung einer homogenen Anordnung (Aktivität: farbig)

Ein Schwerpunkt der aufsichtlichen Kontrollen unseres Amtes liegt somit im Bereich der Qualitätssicherung der eingesetzten Messverfahren.
Nach den Entscheidungsmessungen des Betreibers und der Feststellung der Übereinstimmung mit den Anforderungen des Freigabebescheides bzw. des Betriebshandbuches durch den Strahlenschutzbeauftragten der Anlage wird die „Bestätigung der Feststellung der Übereinstimmung mit den im Betriebshandbuch festgelegten Anforderungen“ beim Landesamt bean-

tragt. Mit dieser Beantragung übersendet der Betreiber dem LfU eine umfangreiche Dokumentation, zu der u.a. Mess- und Freigabeprotokolle, Messprotokolle der Einzelmessungen und Gebindeauflistungen mit Messergebnissen gehören. In diesen Unterlagen werden beispielsweise Angaben zur Materialherkunft, dem Gewicht, der Art der durchgeführten Messungen und zur maximalen Aktivitätskonzentration gemacht. Zusätzlich wird bei einer beantragten eingeschränkten Freigabe der Entsorgungsnachweis bzw. eine Annahmeerklärung des Deponiebetreibers vorgelegt.
Diese Freigabedokumentationsunterlagen werden von uns zunächst auf Vollständigkeit und Plausibilität überprüft. Im Anschluss daran wird grundsätzlich beim Betreiber vor Ort die zur Freigabe vorgesehene Materialcharge durch das LfU beprobt. Hierbei werden, je nach Chargeneigenschaft, Kontaminationsdirektmessungen durchgeführt oder Wischproben, Material- bzw. Kratzproben genommen. Festzuhalten ist, dass der Schwerpunkt dabei mit jeweils ca. 40 % bei den Direktmessungen und den Wischproben liegt. Bei den Probenahmen wird nicht auf statistische Methoden zurückgegriffen, sondern es dienen grundsätzlich die Ergebnisse der Betreibermessungen sowie Erkenntnisse über das Kontaminationsrisiko des freizugebenden Material als Grundlage für unsere Beprobungen. So beeinflussen beispielsweise aufsichtliche Erkenntnisse über die Dampffeuchte und deren Auswirkung auf den Kondensator entsprechend die Probenahmen eines freizugebenden Kondensators.
Des weiteren wird auch die integrale Messtechnik des Betreibers vor Ort, bei deren Inbetriebsetzung und Kalibrierungen wir wie bereits oben erwähnt beteiligt waren, genutzt, wobei Teilchargen einer nochmaligen Messung beispielsweise in der Gesamt-γ-Messanlage unterzogen werden. Die vor Ort gewonnenen Proben werden anschließend im LfU-eigenen Strahlenmesslabor gammaspektrometrisch gemessen und nuklidspezifisch ausgewertet.
Nach Bewertung aller Messergebnisse erfolgt, wenn es keine Hinweise auf Nichteinhaltung der Freigabegrenzwerte gibt, die „Bestätigung der Feststellung der Übereinstimmung mit den im BHB festgelegten Anforderungen“. Danach kann der Betreiber das Material abgeben.
Aufgrund der langjährigen Erfahrung des LfU mit der Freigabe können in der Regel kurze Bearbeitungszeiten für die Anträge der Betreiber realisiert werden. So betrug beispielsweise im Jahre 2004 die durchschnittliche Laufzeit der Bestätigungsanträge, d.h. vom Datum des Betreiberantrages bis zum Datum der Bestätigung durch das LfU, lediglich 28 Tage.

5. Freigegebene Massen aus bayerischen Kernkraftwerken

Die freigegebenen Massen aus den bayerischen Kernkraftwerken für den Zeitraum der letzten zehn Jahre sind in Abbildung 4 dargestellt. Durchschnittlich sind dies ca. 770 Mg pro Jahr, aufgrund der Freigabe von Großkomponenten sind aber auch durchaus doppelt so hohe jährliche Massen möglich.

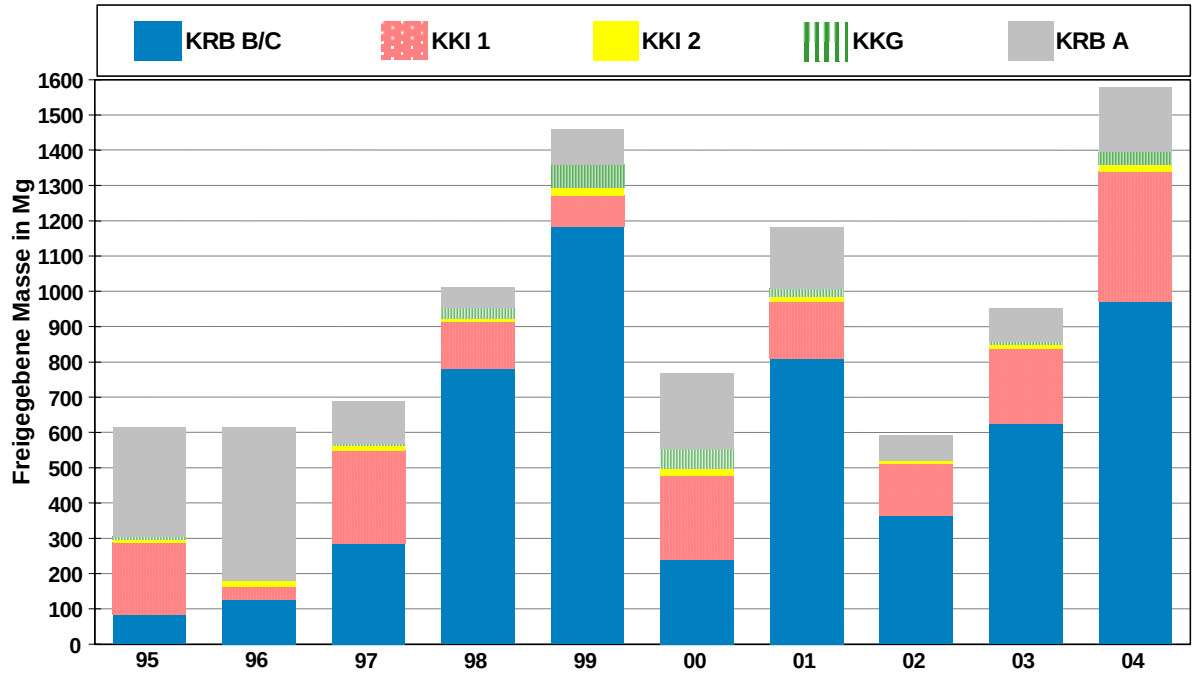


Abbildung 4: Freigegebene Gesamtmassen von 1995 bis 2004 aller bayerischen Kernkraftwerke sowie des sich im Rückbau befindlichen Blockes A in Gundremmingen

Betrachtet man die Darstellung, aufgeschlüsselt nach den einzelnen Anlagen, so erkennt man deutlich den höheren Anteil der Siedewasserreaktoren KRB B/C und KKI 1 (die beiden unteren Teile der Balken) im Vergleich zu den Druckwasserreaktoren KKI 2 und KKG.
Dies erklärt sich im wesentlichen durch den kleineren Kontrollbereich der DWR-Anlagen, bei denen das Maschinenhaus nicht zum Kontrollbereich gehört. Der hohe Anteil der Anlage KRB B/C ist auf den Austausch und die damit einhergehende Freigabe von Großkomponenten wie Turbine, Generator und Kondensator ab dem Jahr 1997 zurückzuführen und resultiert auch aus der Tatsache, dass es sich um eine Doppelblockanlage handelt. Zum Vergleich ist auch der im Rückbau befindliche Block A in Gundremmingen dargestellt.

Die Abbildungen 5 und 6 verdeutlichen nochmals den bereits erwähnten Unterschied zwischen Siedewasserreaktoren und Druckwasserreaktoren. Neben der erheblichen Differenz in den freigegebenen Massen (bei den SWR insgesamt rund 7315 Mg gegenüber rund 378 Mg bei den beiden DWR) fällt der Anteil der jeweiligen Materialarten ins Auge. Bei den SWR hat Metall den größten Anteil bei den freigegebenen Massen. Dies erklärt sich insbesondere damit, dass im Berichtszeitraum in den bayerischen SWR drei Generatoren, drei Turbinen sowie drei Kondensatoren teilweise bzw. komplett ausgetauscht wurden.

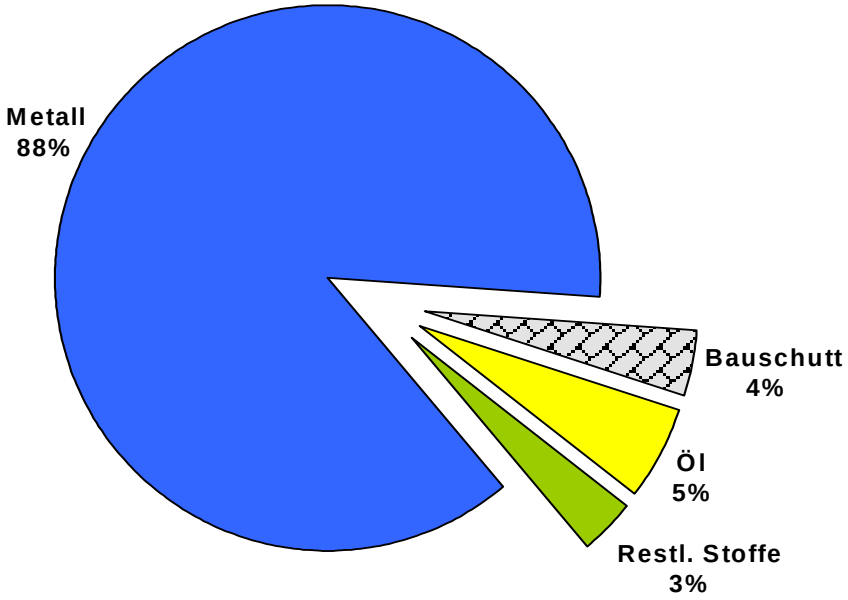


Abbildung 5: Freigegebene Massen der sich im Betrieb befindlichen bayerischen SWR von 1995 bis 2004, anteilig aufgeschlüsselt nach Materialarten (insgesamt 7315 Mg)

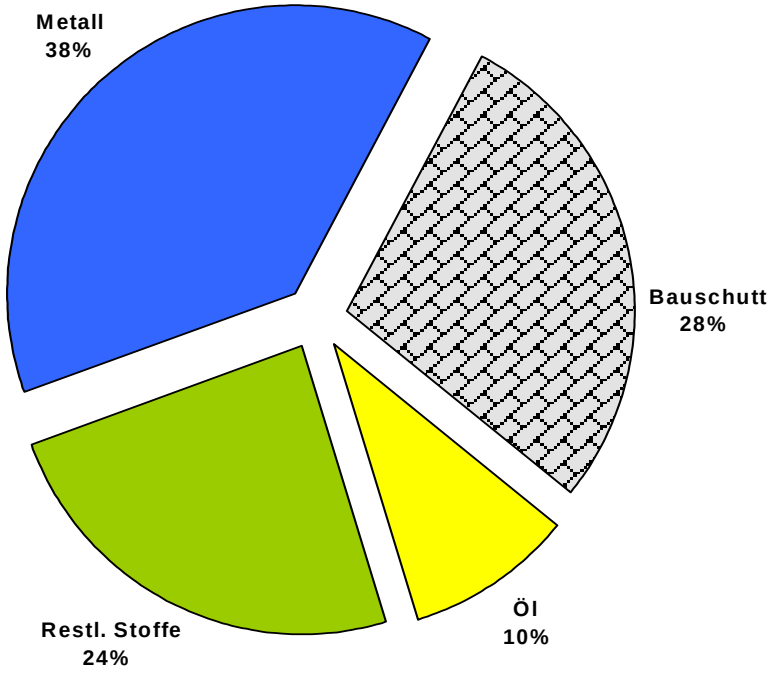


Abbildung 6: Freigegebene Massen der sich im Betrieb befindlichen bayerischen DWR von 1995 bis 2004 , anteilig aufgeschlüsselt nach Materialarten (insgesamt 378 Mg)

Bei den DWR hingegen ist eine annähernde Gleichverteilung zwischen Metall, Bauschutt und restliche Stoffe plus Öl zu erkennen. Unter restliche Stoffe fallen beispielsweise Kunststoffe wie Folien, Kanister und Helme sowie Glas, Holz und Elektroschrott.
Um das Bild abzurunden, sind in der nachfolgenden Abbildung 7 zum Vergleich die freigegebenen Massen des sich im Rückbau befindlichen KRB A, ebenfalls für den Zeitraum der letzten 10 Jahre und aufgeschlüsselt nach Materialarten, dargestellt. Da im Rückbau verstärkt Betonstrukturen und Stahleinbauten abgebaut und freigegeben werden, ist deren Anteil domi-

nierend und nahezu gleich. Öl beispielsweise, das ja hauptsächlich als Betriebsmittel eingesetzt wird, fällt hier nur in geringen Mengen an und wurde unter restliche Stoffe geführt.

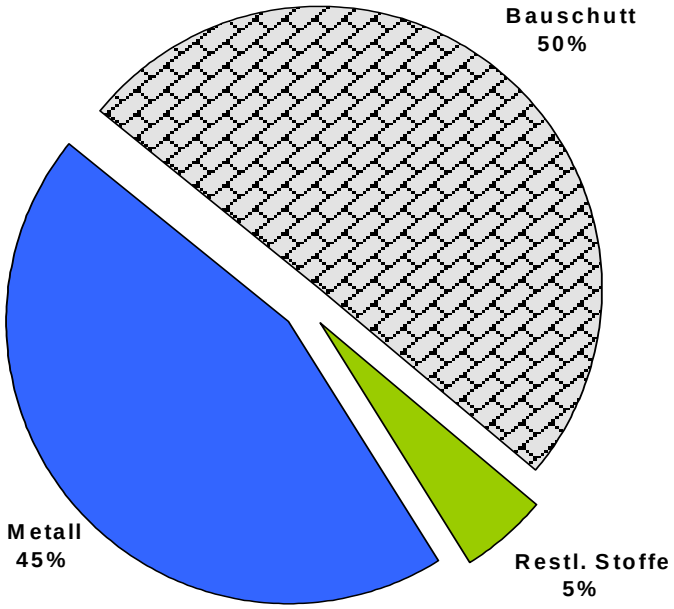


Abbildung 7: Freigegebene Massen des sich im Rückbau befindlichen KRB A von 1995 bis 2004 (insgesamt 1763 Mg)

Die nachfolgende Abbildung 8 zeigt die normierten Anteile der verschiedenen Freigabepfade bei der Freigabe aus bayerischen Kernkraftwerken. Führend ist erwartungsgemäß die uneingeschränkte Freigabe mit einem Anteil von über 98 %. Seit der Novellierung der StrlSchV 2001 wurden aus den laufenden bayerischen Kernkraftwerken lediglich insgesamt 118 Mg Bauschutt und geringe Mengen Isolierwolle über den Weg der eingeschränkten Freigabe an Deponien abgegeben, das entspricht im Durchschnitt einem Anteil von lediglich 2 %.
Im Vergleich hierzu beträgt der Anteil der eingeschränkten Freigabe bei der Rückbauanlage KRB A ca. 24 %, wobei es sich ausschließlich um Bauschutt zur Deponierung handelt.

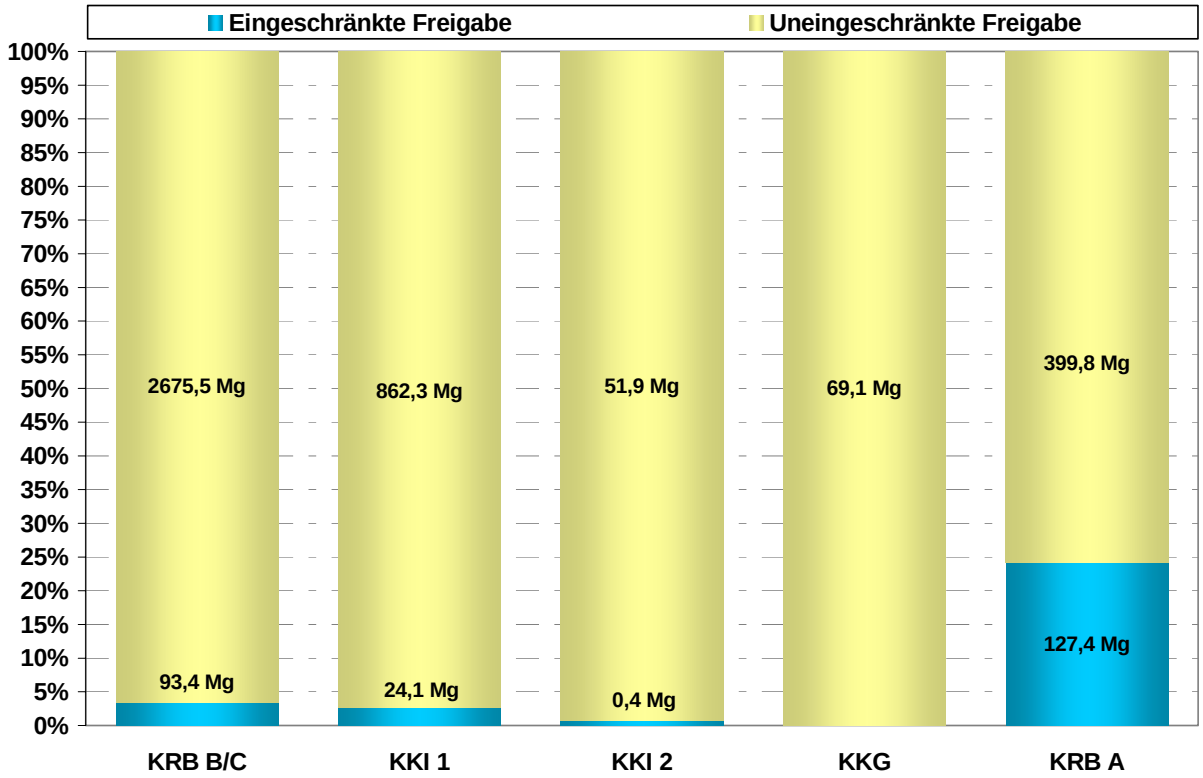


Abbildung 8: Freigabepfade der bayerischen Kernkraftwerke (2001 bis 2004)

6. Literaturverzeichnis

[1] Strahlenschutzverordnung vom 13.10.1976 (BGBl. I. S. 2905, 1977 S. 184, 269) in der Fassung der Bekanntmachung vom 30.06.1989 (BGBl. I S. 1321, ber. S. 1926) zuletzt geändert durch 4. Änderungsverordnung vom 18.08.1997 (BGBl I S. 2113)

[2] Empfehlung der Strahlenschutzkommission „Freigabe von Materialien, Gebäuden und Bodenflächen mit geringfügiger Radioaktivität aus anzeige- oder genehmigungspflichtigem Umgang“, verabschiedet in der 151. Sitzung am 12.02.1998

[3] Strahlenschutzverordnung vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714), geändert durch Art. 2 der Verordnung vom 18. Juni 2002 (BGBl. I S. 1869)

EXPOSITIONSSZENARIEN BEI DER FREIGABE VON BETA-STRAHLERN GEMÄSS STRAHLENSCHUTZVERORDNUNG

ESTIMATION OF RADIATION EXPOSURES DUE TO THE EXEMPTION OF BETA-CONTAMINATED RADIOACTIVE MATERIALS

D. Beltz[1], W. Botsch[1], M. Hüttig[1], F. Börchers[1]

[1]TÜV NORD EnSys Hannover GmbH & Co. KG, Am TÜV 1, 30519 Hannover, Deutschland

Zusammenfassung *— Durch die Autoren wurden einzelne Freigabewerte für Gebäudefreigaben rechnerisch überprüft. Dies betraf Freigabewerte für reine Beta-Strahler (Sr 89, Sr 90+) der Anlage III, Tabelle 1, Spalte 8 bzw. 10 StrlSchV. Durch Monte-Carlo-Simulationsrechnungen wurde festgestellt, dass Strahlenexpositionen durch Direktstrahlung von kontaminierten Gebäudeoberflächen trotz Einhaltung der Freigabewerte den Bereich trivialer Dosen deutlich überschreiten können. Des Weiteren wurde an Hand einer Bioabfalltonne, die in einer Müllverbrennungsanlage durch starke Emission von Beta-Strahlung auffiel, festgestellt, dass auch massenspezifische Grenzwerte für die Freigabe zur Beseitigung von Beta-kontaminiertem Abfall der Überprüfung bedürfen.*

Summary *— The authors have checked the individual clearance levels of pure beta-emitters (Sr 89, Sr 90+) according to Anlage III, Table 1, column 8 and 10 StrlSchV for the clearance of buildings. According to Monte-Carlo simulations the direct exposure coming from contaminated parts of a building can exceed the range of trivial doses significantly, although the clearance levels are met. Furthermore, the high radiation level outside a barrel of beta-emitting waste showed that even the mass-specific clearance levels for the disposal of beta-contaminated waste need to be reviewed.*

Schlüsselwörter *— Freigabe, Beta-Strahler, Gebäude, Strahlenexposition, Strontium*
Keywords *— Clearance, Exemption, Beta-Radiation, Buildings, Exposure, Strontium*

1. Einleitung

Beim Rückbau kerntechnischer Anlagen wird der überwiegende Teil der freizugebenden Massen durch die Gebäudestrukturen dargestellt. Hier sind gemäß StrlSchV mehrere Arten der Freigabe möglich. Es besteht einerseits die Möglichkeit, nach der Freimessung die Gebäude uneingeschränkt weiter zu verwenden und andererseits die Möglichkeit, die Gebäude abzureißen. Diesen beiden Szenarien werden gemäß Anlage III, Tabelle 1 StrlSchV i.d.R. unterschiedliche (oberflächenspezifische) Freigabewerte zugeordnet, die auf getrennten Expositionsszenarien basieren (Spalte 8: uneingeschränkte Freigabe zur Wieder-, Weiterverwendung / Spalte 10: Freigabe zum Abriss). Baustrukturen sollen in jedem Fall vorrangig an der stehenden Struktur freigemessen werden.

Im Rahmen der Überprüfung von Messparametern für Orientierungsmessungen an Gebäudestrukturen fiel auf, dass besonders bei harten Beta-Strahlern ohne nennenswerte Gamma-Strahlungskomponente (z.B. Sr 89 ; Sr 90 / Y 90) die Freigabewerte der Spalten 8 und 10 zum Teil weit über den Werten für die zulässige Oberflächenkontamination gemäß Spalte 4 liegen. Dies legte die Vermutung nahe, dass Strahlenexpositionen durch Beta-Direktstrahlung von oberflächlich kontaminierten Gebäudestrukturen bei der Herleitung der

Freigabewerte nicht mit zur Berechnung von effektiven Dosen herangezogen wurden. Es stellte sich heraus, dass Strahlenexpositionen der Haut nur durch Ablagerung kontaminierten Staubes auf der Hautoberfläche berücksichtigt wurden (z.B. [1]). Dies stellt nach Ansicht der Verfasser nicht das abdeckende Szenario für Expositionen dar, weil Staubschichten von der Haut binnen kurzer Zeit durch Waschen wieder entfernt sind, wohingegen eine direkte Exposition durch Beta-Strahlung von kontaminierten Wänden und Böden auch über lange Zeiträume vorliegen kann.

Im medizinischen Bereich sind Anwendungen des Radionuklids Sr 89 durchaus verbreitet, so z.B. in der palliativen Therapie von Knochenmetastasen. Zusätzlich ist dabei zu beachten, dass der Anfall Sr-89-kontaminierter radioaktiver Stoffe im nuklearmedizinischen Bereich durchaus zu erwarten ist. Der Umgang mit offener Sr-89-Aktivität in flüssiger Form im Bereich von 10^8 Bq pro Patient ist hier üblich.

Auch bei den Szenarien „Gebäudeabriss" und „Freigabe zur Beseitigung" wurde eine Strahlenexposition der Haut durch die Beta-Strahlung des Sr 89 von der Gebäudeoberfläche bzw. aus dem Abfallgebinde zur Festlegung der Freigabewerte offensichtlich nicht als relevant angesehen (vgl. Höhe der folgenden Werte):

Tab. 1: Beispielhafte Freigabewerte (Fettdruck: In diesem Beitrag untersuchte Werte):

Nuklid	Spalte 4	Spalte 8	Spalte 9	Spalte 10
Sr 89	100 Bq/cm²	10 Bq/cm²	**1000 Bq/g**	**70000 Bq/cm²**
Sr 90+	1 Bq/cm²	**30 Bq/cm²**	2 Bq/g	30 Bq/cm²

2. Bisherige Untersuchungen, Grenzwertvorgaben

In früheren Gutachten (z.B. [1]) wurde für Organdosen der Haut unter Verweis auf EU-Grundnormen ein Grenzwert von 50 mSv/a angesetzt, der nach Ansicht der Verfasser nicht verträglich mit dem Konzept der trivialen Dosis ist. Dieser Wert von 50 mSv/a findet sich z.B. in Radiation protection 65 [2] und 113 [3]. Aus der Euratom-Grundnorm zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen [4] ist die Rechtfertigung eines Wertes für die Organdosis der Haut von 50 mSv/a nicht ableitbar: Diese Grundnorm legte bereits 1996 fest, dass das de-minimis-Konzept eingehalten ist, sofern eine effektive Dosis von 10 µSv pro Jahr unterschritten ist, und dass zur Berechnung der effektiven Dosis die Haut mit einem Gewebe-Wichtungsfaktor von 0,01 zu berücksichtigen ist. Die StrlSchV konkretisiert dies in der Anlage VI dahingehend, dass für Grenzwertbetrachtungen unabhängig von der exponierten Hautfläche über 1 cm² zu mitteln ist, dass jedoch zur Ermittlung der effektiven Dosis die Energiedosis der Haut über die gesamte Hautoberfläche zu mitteln ist.

Der Wert von 50 mSv pro Jahr für die Organdosis der Haut taucht in der EU-Grundnorm [4] im Artikel 13 „Dosisgrenzwerte für Einzelpersonen der Bevölkerung" auf, der ebenso wie der fast wortgleiche § 46 StrlSchV „Begrenzung der Strahlenexposition der Bevölkerung" nicht auf Freigaben, sondern auf Expositionen aus Tätigkeiten anzuwenden ist. Dieser gilt z.B. für nicht beruflich strahlenexponierte Personen auf dem Betriebsgelände einer kerntechnischen

Anlage. Dies bedeutet jedoch nicht, dass entsprechende Dosiswerte bereits als triviale Dosen im Sinne des § 29 StrlSchV zu betrachten sind.

Ein Wert von 50 mSv pro Jahr für die Organdosis der Haut wird in EU-Veröffentlichungen in anderem Kontext, nämlich im Zusammenhang mit einer Diskussion über Freigrenzen (anzeigefreier Umgang) hergeleitet. Diese haben zumindest im deutschen Regelwerk einen anderen Status als Freigabewerte gemäß § 29 StrlSchV, da die zu Grunde zu legenden Massen und Oberflächen im Freigabeverfahren deutlich größer sind. Die Zitatstelle aus der entsprechenden EU-Veröffentlichung [2] lautet folgendermaßen:

„Weiterhin wurde im Hinblick auf die Berücksichtigung von Strahlenexpositionen einzelner Personen durch mehr als eine anmeldefreie Tätigkeit empfohlen, dass die Strahlenexposition der kritischen Bevölkerungsgruppe durch eine solche Tätigkeit in der Größenordnung von 10 µSv/a liegen sollte (...). Es können allerdings zusätzliche Strahlenschutzkriterien erforderlich sein. Unter manchen Bedingungen kann es zu einer selektiven, lokalen Strahlenexposition der Haut kommen, etwa durch Handhabung einer Strahlenquelle. Um die Möglichkeit deterministischer Wirkungen auszuschließen, wurde ein Grenzwert für die jährliche Dosis der Haut in Höhe von 50 mSv eingeführt. Dieser Grenzwert gilt für die Hautfläche, die mit der Strahlenquelle in Kontakt ist, d.h. für Flächenräume in der Größenordnung von 10 cm²." Aus den unterstrichenen Passagen lässt sich jedoch nicht ableiten, dass Expositionen großer Hautpartien durch die Freigabe oberflächlich kontaminierter Gebäudestrukturen erst oberhalb von 50 mSv Jahresdosis zu minimieren sind.

Es ist nach Einsicht in die einschlägigen Unterlagen (entgegen der Aussage des § 29 (2) StrlSchV) nach Ansicht der Verfasser somit noch immer erforderlich, zu überprüfen, ob bei Anwendung bestimmter Freigabewerte die Behörde auch für harte Beta-Strahler, wie z.B. Sr 89; Sr 90/Y 90, davon ausgehen kann, dass das de-minimis-Konzept eingehalten wird. Durch die Verfasser wurde daher exemplarisch für die Radionuklide Sr 89 und Sr 90/Y 90 und das Szenario von Gebäudefreigaben mittels Strahlungstransportrechnungen (MCNP) überprüft, welche Expositionen bei Ausschöpfung der o.g. Freigabewerte resultieren können. Dosisreduzierende Effekte, wie z.B. Abschirmung der Beta-Strahlung durch Rauminventar, nachträglich eingebrachte Bodenbeläge, Aufenthaltsfaktoren und nicht vollständige Ausschöpfung der Freigabewerte sind zwar in der Realität sicher gegeben, deren Abschätzung ist jedoch nicht Bestandteil dieses Beitrags.

3. Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulationsrechnungen

Sr 90/Y 90:

Im Falle des Sr 90/Y 90 führt die Annahme einer mit 30 Bq/cm² (Freigabewert für die uneingeschränkte Wieder- / Weiterverwendung von Gebäuden, Spalte 8) homogen kontaminierten Bodenfläche (Wände und Decke des Raumes als kontaminationsfrei unterstellt) von 5 m x 5 m gemäß den durchgeführten Berechnungen auf unbedeckten Hautpartien, die senkrecht zu dieser Fläche orientiert sind, in 1 m Abstand bei ca. 2000 h Expositionsdauer zu einer Organdosis der Haut von ca. 50 mSv. Die aus dieser Organdosis abgeschätzte effektive Dosis liegt demnach im Bereich einiger 100 µSv, sofern nicht die gesamte Körperoberfläche von dicker Kleidung bedeckt ist. Durch die hochenergetische Beta-Strahlung des Y 90 ist jedoch sogar ein geringfügiger Beitrag anderer oberflächennaher

Organe zur effektiven Dosis denkbar, da rechnerisch an einigen Körperpartien eine Tiefendosis $H^*(10)$ von mehr als 100 µSv pro Jahr auftreten kann.

Unabhängig von den oben aufgeführten konkreten Dosisabschätzungen besteht bei Anwendung der Freigabewerte der Anlage III, Tabelle 1, Spalte 8 bei harten Betastrahlern eine Inkonsistenz zu den Werten der Spalte 4. Dies ist insbesondere im Zusammenhang mit der Weiterverbreitung von Kontamination zu betrachten, da die gemäß Anlage III, Tab. 1, Spalte 8 zulässigen 30 Bq/cm² Sr 90 / Y 90 auch in nicht festhaftender Form auf Gebäudeoberflächen vorliegen dürften. Es stellt sich die Frage, ob nach einer Gebäudefreigabe nach Spalte 8 z.B. ein benachbarter Kontrollbereichseingang vor eingeschleppter Querkontamination aus freigegebenen Gebäudeteilen geschützt werden müsste.

Sr 89:

Im Hinblick auf das Radionuklid Sr 89 wurde folgendes Szenario betrachtet: Ein Gebäude wird gemäß Anlage III, Tabelle 1, Spalte 10 zum (konventionellen) Abriss freigegeben. Der Nuklidvektor besteht aus 100% Sr 89. Die Kontamination des Fußbodens schöpft den Freigabewert zu 100% aus (dies ist selbstverständlich sehr konservativ, soll an dieser Stelle jedoch nur die daraus entstehenden offensichtlichen Probleme aufzeigen). Die Konsequenzen wären folgende:

1. Mit den üblichen Großflächen-Durchflusszählrohren wäre eine Entscheidungsmessung bei einem Kontaminationsniveau auf Höhe des Freigabewerts (70000 Bq/cm²) nicht möglich, da diese Messgeräte nicht auf derartig hohe Zählraten von ca. 10^6 Mehrimpulsen pro Sekunde ausgelegt sind.

2. Das mit der Freimessung beschäftigte Personal müsste mit Beta-Teilkörperdosimetern ausgestattet und spätestens nach wenigen Tagen wegen Erreichen des Dosisgrenzwerts gemäß § 55 (2) StrlSchV ausgetauscht werden, da bereits am Ende **eines Arbeitstages** an unbedeckten Hautpartien (z.B. Hände, Gesicht) der Schwellenwert für Teilkörperdosimetrie gemäß § 41 (3) StrlSchV von 150 mSv überschritten werden kann.

3. Nach der Freimessung, wenn das Innere des Gebäudes für den Abriss vorbereitet wird (z.B. durch nicht beruflich strahlenexponiertes Personal konventioneller Abrissunternehmen), ist bereits **nach wenigen Minuten** auf unbedeckten Hautpartien ein Wert der Organdosis der Haut von 5 mSv erreicht, der nach Auffassung der Verfasser nicht mit dem de-minimis-Prinzip der Freigabe gemäß § 29 StrlSchV vereinbar ist. Gemäß SSK-Empfehlung zu § 44 StrlSchV [5] werden Organdosen der Haut von 5 mSv, wenn auch in anderem Zusammenhang, als radiologisch ausreichend relevant eingestuft, um Dekontaminationsmaßnahmen selbst bei beruflich strahlenexponierten Personen zu rechtfertigen. Organdosen der Haut von mehr als 50 mSv sind binnen einer Stunde durchaus möglich.

4. Durch die 700-fache Überschreitung des Grenzwerts gemäß Anlage III, Tabelle 1, Spalte 4, der z.B. für das Herausbringen von Gegenständen aus Kontrollbereichen anzuwenden ist, wäre die Ausschöpfung der Freigabewerte der Spalte 10 auch im Hinblick auf betriebliche Strahlenschutzkonzepte (Vermeidung von Kontaminationsverschleppung etc.) nicht handhabbar. Das Vorliegen derartiger oberflächenspezifischer Aktivitäten in Überwachungsbereichen kerntechnischer Anlagen wäre sogar gemäß Kriterium E 1.3.1 bzw. außerhalb von Überwachungsbereichen gemäß den Kriterien S 1.4.1 oder E 1.4.1 der Atomrechtlichen Sicherheitsbeauftragten- und Meldeverordnung (AtSMV) als

meldepflichtiges Ereignis einzustufen. Oberflächenkontaminationen durch Sr 89 als dosisbestimmendes Radionuklid sind im kerntechnischen Bereich zwar nicht zu erwarten, trotzdem erschließt sich die innere Konsistenz der Regelungen an dieser Stelle nicht.

In den folgenden beiden Grafiken sind die rechnerischen Beiträge von Bodenkontaminationen zur Richtungs-Äquivalentdosisleistung in Abhängigkeit vom horizontalen Abstand zum Detektor aufgetragen. Dabei wurden drei Detektorpositionen simuliert:

Reihe 1: Detektor in 10 cm Höhe (zum Boden orientiert)

Reihe 2: Detektor in 30 cm Höhe („Wade") (zur Wand orientiert)

Reihe 3: Detektor in 1 m Höhe (zum Boden orientiert)

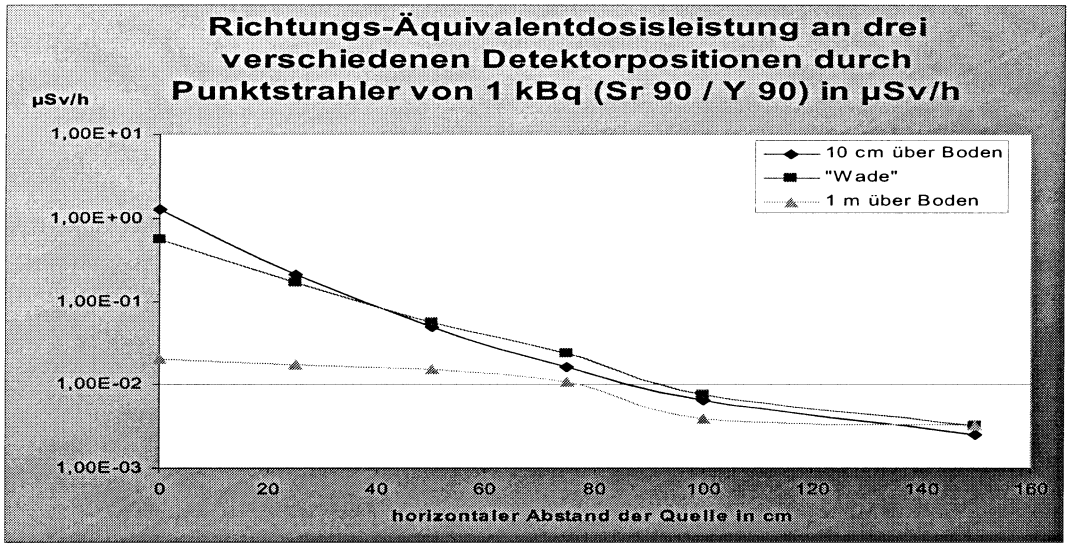


Bild 1: Richtungs-Äquivalentdosisleistung durch Sr 90 / Y 90

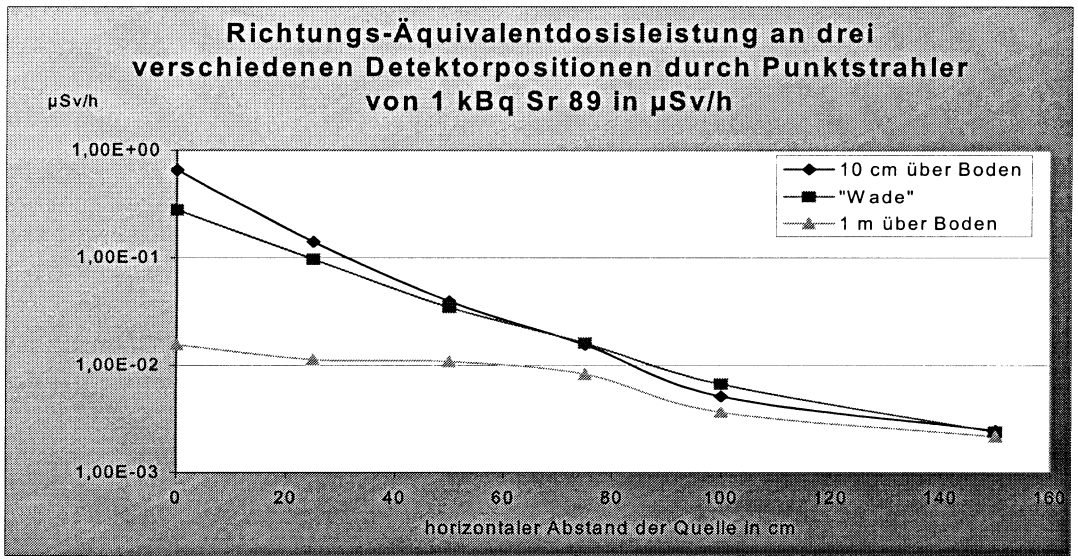


Bild 2: Richtungs-Äquivalentdosisleistung durch Sr 89

Nach Ansicht der Verfasser ist das Vorliegen entsprechend hoher Sr-89-Kontaminationen auch außerhalb des kerntechnischen Bereichs zwar unwahrscheinlich, dies kann jedoch nicht als Rechtfertigung für den sehr hoch gewählten Freigabewert dienen. In der Realität wird die Höhe dieses Freigabewertes eher dazu führen, dass relevante Beiträge durch Sr 89 zum Nuklidvektor unter Berufung auf die „10-%-Regel" (Anlage IV, Teil A, Nr. 1e StrlSchV) ignoriert werden. Beispiel:

Nuklidvektor: 0,2% Cs 137; 99,8% Sr 89, Freigabe des Gebäudes zum Abriss

Sr 89 entfällt gemäß „10-%-Regel" auf Grund des sehr hohen Freigabewerts, übrig bliebe Cs 137 als Schlüsselnuklid (mit rechnerisch 100% Anteil am Nuklidvektor). In diesem Fall wäre durchaus die In-situ-Gammaspektrometrie als Messverfahren denkbar, die dann auf den nuklidspezifischen Freigabewert des Cs 137 von 10 Bq/cm² (Spalte 10) eingestellt werden könnte. Die bei Ausschöpfung des Freigabewerts zusätzlich vorhandenen ca. 5000 Bq/cm² Sr 89 würden in Übereinstimmung mit den Vorgaben der StrlSchV ignoriert und im Rahmen der Entscheidungsmessungen, abhängig vom Detektortyp und der Sorgfalt bei der Spektrenauswertung (erhöhter Bremsstrahlungsuntergrund) u.U. nicht einmal bemerkt. Auch 5000 Bq/cm² Sr 89 können, sofern auf einer größeren Boden- oder Wandfläche vorliegend, bereits in überschaubaren Zeiträumen (einige Stunden Expositionsdauer) zu nicht-trivialen Hautdosen (vgl. [5]) im Bereich von mehr als 5 mSv führen, Aufenthaltszeiten innerhalb der stehenden Gebäudestruktur im Bereich weniger Stunden durch Einzelpersonen der Bevölkerung sind nach Ansicht der Verfasser auch dann möglich, wenn ein Gebäude nach der Freimessung abgerissen wird.

Auch (und gerade) im Hinblick auf nicht-kerntechnische Bereiche, wie z.B. nuklearmedizinische Einrichtungen, sollten diese Punkte beachtet werden. Eine Freimessung auf die Kriterien der Spalte 8 (uneingeschränkte Freigabe des Gebäudes zur Weiterverwendung) ist im Falle des Sr 89 auch für das Abriss-Szenario empfehlenswert. Bei Unterschreitung des dort aufgeführten Wertes von 10 Bq/cm² sind radiologisch relevante Expositionen der Haut bei einer konventionellen Weiterverwendung nicht zu erwarten, im Falle eines Abrisses könnten diese sogar ausgeschlossen werden. Aus messtechnischer Sicht wäre auch der Nachweis von 10 Bq/cm² Sr 89 völlig unproblematisch; Alarmschwellen für die Direktmessung mittels Proportionalzählrohr (GDFZ) lägen auch unter Berücksichtigung dynamischer Messverfahren und realer Messabstände im Bereich von 100 Mehrimpulsen pro Sekunde.

4. Beta-kontaminierter Abfall in einer Müllverbrennungsanlage

Wider Erwarten stellte es sich heraus, dass auch massenspezifische Grenzwerte im Hinblick auf reine Beta-Strahler überprüft werden sollten. In einer Müllverbrennungsanlage fiel ein Abfallgebinde durch starke Emission von Beta-Strahlung auf, woraufhin die Verfasser von Seiten der Anlagenbetreiberin vorsorglich beratend eingebunden wurden. Es stellte sich heraus, dass der Inhalt dieser Bioabfalltonne (s. Bild) aus einer nuklearmedizinischen Praxis den massenspezifischen Freigabewert von Sr 89 (1000 Bq/g gemäß Anlage III, Tabelle 1, Spalte 9 StrlSchV, gemittelt über den gesamten Inhalt der Tonne) „nur" etwa um einen Faktor 2 überstieg, obwohl Mehrimpulsraten von mehr als 10000 Mehrimpulsen pro Sekunde (MIPS) mit Proportionalzählrohren an der Außenseite messbar waren, was einer Richtungs-Äquivalentdosisleistung im Bereich mehrerer mSv/h im Nahfeld der Tonne entsprach. Die etwa 3 mm Wandstärke der Tonne (Kunststoff) und die Selbstabschirmung des Inhalts waren somit nicht ausreichend, die Beta-Strahlung vollständig abzuschirmen. Die Stelle mit der

höchsten Impulsrate und Dosisleistung ist im Bild 1 am Klebeband im unteren Bereich der Tonne erkennbar.

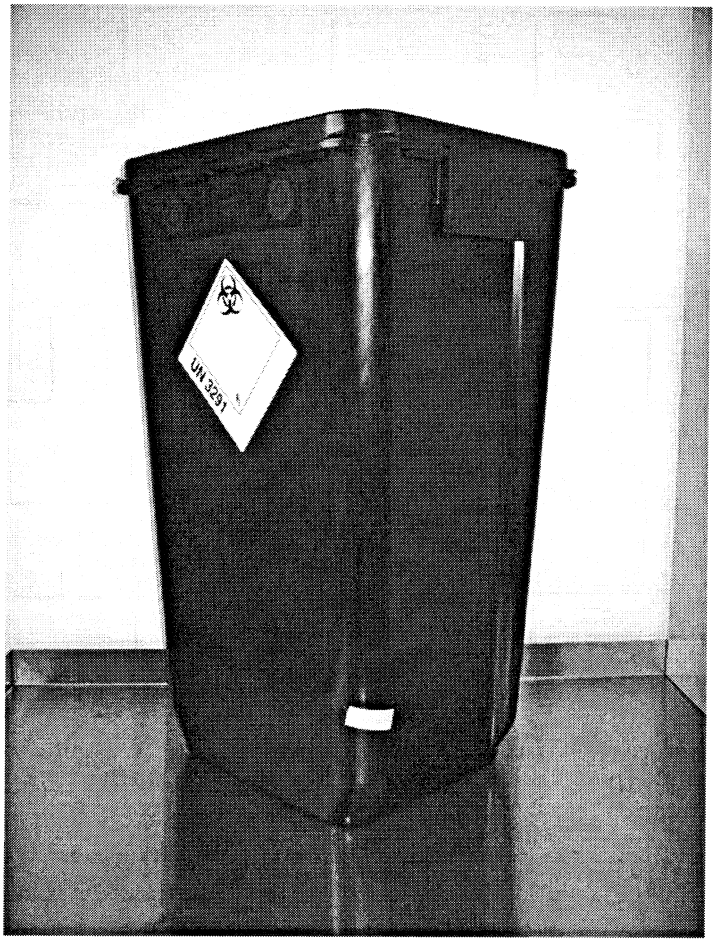


Bild 3: Bioabfalltonne mit kontaminiertem Inhalt

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Freigabewerte nach Anlage III, Tabelle 1 Spalte 8, 9 und 10 StrlSchV im Falle harter Beta-Strahler mit vernachlässigbarer Gamma-Strahlungskomponente nach Ansicht der Verfasser zum Teil nicht geeignet sind, die Unterschreitung einer effektiven Dosis im Bereich von 10 µSv pro Jahr sicherzustellen. Die Ableitung einer effektiven Dosis gemäß Anlage VI Teil B StrlSchV aus einer reinen Organdosis der Haut ist im Wesentlichen bestimmt durch die exponierte Hautfläche. Hier spielen rechnerisch nur schwer fassbare Geometriefaktoren und die Art der Kleidung der exponierten Personen eine große Rolle. Sofern hierfür jedoch keine belastbaren Abschätzungen existieren und bei Beta-Strahlern im Energiebereich von 1 MeV und mehr die Abschirmwirkung einer dünnen Baumwollschicht (z.B. einer Hose) gering ist, muss davon ausgegangen werden, dass die mittlere Hautdosis durch die Ortsdosis eines zum Boden gerichteten Detektors in 1 m Höhe realistisch oder eines in horizontaler Richtung orientierten

Detektors in 30 cm Höhe („Wade“) (zwei unserer Modellannahmen) eher konservativ beschrieben wird.

Auch ohne den rechnerisch aufwändigen „Umweg“ über die Begrenzung der effektiven Dosis zu gehen, sind mögliche Organdosen der Haut im Bereich von 10 bis 100 mSv pro Jahr (Expositionsszenario des Sr90/Y90) bereits oberhalb der Schwelle anzusiedeln, bei der die Strahlenschutzkommission (SSK) eine „radiologische Relevanz“ gegeben sieht [5]. Bereits diese Tatsache widerspricht dem de-minimis-Konzept, das von „trivialen Dosen“ als Grundlage der Argumentation ausgeht, im Kern. Im Falle des Sr 89 sind binnen kurzer Zeiträume bei Ausschöpfung der Freigabewerte der Spalte 10 sogar Jahres-Grenzwertüberschreitungen rechnerisch möglich, wobei in diesen Fällen bereits kleinste unbedeckte Hautpartien relevant sind (Mittelungsfläche 1 cm²). Ähnliche Diskrepanzen zwischen den aus den Freigabewerten resultierenden Folgedosen und dem Bereich trivialer Dosiswerte könnten möglicherweise bei weiteren reinen Beta-Strahlern auftreten, entsprechende Berechnungen wurden jedoch nicht durchgeführt.

Aus Sicht der Verfasser wäre vorläufig die gleichzeitige Einhaltung der Werte der Spalte 4 (Oberflächenkontamination) bei Gebäudefreigaben zweckmäßig, sofern die hier betrachteten Radionuklide Sr90/Y90 in nennenswertem Anteil zum Nuklidvektor beitragen können, um Konformität mit dem de-minimis-Konzept zu erzielen. Ähnliches gilt im Hinblick auf das Nuklid Sr 89, sofern bei einer Freigabe von Gebäuden zum Abriss gleichzeitig die Werte der Spalte 8 und bei einer Freigabe zur Beseitigung die Freigabewerte der Spalte 5 (uneingeschränkte Freigabe) unterschritten werden. Insgesamt empfehlen wir eine Überprüfung der Modellannahmen im Hinblick auf die Freigabe radioaktiver Stoffe, die hochenergetische Beta-Strahler enthalten können.

Literaturverzeichnis

[1] BS - Brenk Systemplanung: Freigabe von Gebäuden und Bauschutt aus kerntechnischem Umgang - Endbericht - BS-Proj.-Nr. 9705-3, Aachen, 08.06.2000

[2] Europäische Kommission: Strahlenschutz – 65 „Grundsätze und Verfahren zur Festlegung von Konzentrationen und Mengen (Freigrenzen), bei deren Unterschreitung in der Europäischen Richtlinie keine Anzeige vorgeschrieben ist“ – XI-028/93-DE, 1993

[3] European Commission: Radiation protection 113 – Recommended radiological protection criteria for the clearance of buildings and building rubble from the dismantling of nuclear installations, 2000

[4] EU: Richtlinie 96/29/Euratom des Rates vom 13. Mai 1996 zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 159, 29.06.1996

[5] SSK: Anforderungen an die Kontaminationskontrolle beim Verlassen eines Kontrollbereichs (§ 44 der Strahlenschutzverordnung), BAnz. Nr. 143a vom 03.08.2002

BAYES-STATISTIK UND BEURTEILUNGSKRITERIEN FÜR STRAHLENSCHUTZMESSUNGEN

BAYES-STATISTICAL INTERPRETATION OF LIMITS FOR MEASUREMENTS IN RADIATION PROTECTION

Wolfgang Kraut

Berufsakademie Karlsruhe, Deutschland

Zusammenfassung *— Low-level Messungen z.B. in der α-Spektrometrie erfordern Aussagen über Erkennungs- und Nachweisgrenzen bei einem Nulleffekt von nur wenigen, bis hin zu 0 Ereignissen in der Messzeit. Ausgehend von den expliziten Poisson-Verteilungen der Nulleffekt- und Bruttoeffektimpulszahlen werden mit Bayes-statistischen Methoden Ausdrücke für Nachweis-, Erkennungs- und Vertrauensgrenzen hergeleitet und berechnet. Für größere Impulszahlen können die Ergebnisse durch Gauss-Näherungen der Poisson-Verteilungen beschrieben werden. Die Erkennungsgrenze wird als (1-α)-Quantil der Nulleffektverteilung auf einem vorgegebenen Vertrauensniveau (1-δ) abgeschätzt. Die Erkennungsgrenze ist damit äquivalent der oberen Grenze eines Toleranzintervalls für den (1-α)-Anteil der Nulleffektverteilung. Bruttomesswerte einer Probenmessung größer oder gleich der so definierten Erkennungsgrenze werden als Probeneffekt andernfalls als Nulleffekt gewertet. Diese Form der Darstellung einer Erkennungsgrenze verhindert die i.A. deutlich über α liegenden falsch-positiven Klassifizierungen im Ansatz von Currie, dem auch unsere Normenreihe DIN 2584 zugrunde liegt. Die Vertrauensgrenzen werden als entsprechende Quantile der Posterior-Verteilung für den Nettoeffekt dargestellt. Der Nettoeffekt für Messwerte an der Erkennungsgrenze ergibt sich immer als positiver Messeffekt.*

Summary*— In low-level α-spectrometric measurements e.g., you must tell background from signal events even if there are very few, may be down to 0 counts per interval. Starting with exact Poisson distributions for background and signal counts Bayes-statistic leads to exact expressions for decision level, detection level and for the confidence level of a signal. Numerical results are shown. Higher count rates are well described by a Gaussian limit of the Poisson distributions. The decision level (α- error threshold) is constructed with confidence (1-δ) as the upper limit of a statistical tolerance-interval for a (1-α) coverage of the background distribution. Other decision rules, e.g. following the ideas of Currie, as presented by the German standard DIN 2584 lack partly of a high false-positive rate of classification for pure background measurements. The confidence limits for a signal are given by the γ/2 resp. 1- γ/2 quantiles of the posterior distribution of the signal effect.*

Schlüsselwörter *— Bayes-Statistik, Erkennungsgrenze, Nachweisgrenze, Radioaktivität, Vertrauensintervall*

Keywords *— Bayesian-Statistics, decision limit, detection limit, radioactivity, confidence interval*

1. Prior - und Posterior Wahrscheinlichkeitsverteilungen

Aussagen über einen Parameter λ einer Messaufgabe, z.B. die Aktivität einer Probe oder die in einem Messzeitraum t zu erwartenden Zerfälle, gewinnt man mit Hilfe der Bayes'schen – Formel (Gl. 1) aus der Posterior - Wahrscheinlichkeitsverteilung p* für λ, [1], [2] :

$$p^*(\lambda \,|\{D\}, I_0) = p(\{D\} \mid \lambda, I_0) \cdot p_0(\lambda \mid I_0) / p(\{D\}) \quad ^{1)} \qquad (1)$$

Es bedeuten:

{D}	: Daten, z.B. Impulszahlen z_{0i} von Nulleffektsmessungen
$p(\{D\} \mid \lambda, I_0)$	: Likelihood von λ
$p_0(\lambda \mid I_0)$	: Prior-Verteilung von λ ohne(!) Kenntnis der Daten {D}, gegebenenfalls nur bedingt aufgrund bereits vorliegender Information I_0
$p(\{D\})$	: gewährleistet die Normierung von p*

1.1 Nulleffektverteilung

Aus den Daten {D} einer Nulleffektsmessung (Impulszahl z_0 in der Messzeit t_0, Zählwirksamkeit ε =1) und der Annahme einer Poisson-Verteilung der Impulszahlen z_0:

$$p (z_0 |\lambda_0) = e^{-\lambda_0} \cdot \lambda_0^{z_0} / z_0! \qquad (2)$$

ergibt sich für den Parameter λ_0 als Posterior-Verteilung nach (Gl.1) die sog. einparametrige Gamma-Verteilung $G(z_0+1)$:

$$p^*(\lambda_0 \mid z_0) = e^{-\lambda_0} \cdot \lambda_0^{z_0} / z_0! \quad ^{2)} \qquad (3)$$

Erwartungswert: $E(\lambda_0) = z_0 +1$, Varianz: $\sigma^2(\lambda_0) = z_0 +1$

Die Verteilung (Gl. 3) gibt statistisch gesehen die gesamte Information wieder, die wir durch unsere Messung gewonnen haben. Einen „besten Schätzwert" für λ_0 gibt es per se nicht! Ob wir aus (Gl. 3) z.B. Erwartungswert, Zentralwert oder Modalwert $M(\lambda_0) = z_0$ bilden, hängt von unseren Vorgaben hinsichtlich der Messaufgabe ab, d.h. ob wir z.B. die mittlere quadratische oder die betragsmäßige Abweichung in λ_0 minimieren wollen, oder ob wir einfach vom häufigsten Wert der Verteilung ausgehen werden.

[1)] Zur Vereinfachung der Darstellung steht das Symbol p(..) für diskrete Wahrscheinlichkeitsverteilungen als auch für Wahrscheinlichkeitsdichten.

[2)] Die korrekte Prior-Verteilung $p_0(\lambda_0 \mid I_0)$ entspricht einer konstanten Verteilung für λ_0 in einem Bereich $\lambda_0 min = 0 \leq \lambda_0 \leq \lambda_0 max$ der alle für unsere Messaufgabe relevanten Werte λ_0 enthält! Es wird oft übersehen, dass der Poisson-Prozess für die Zerfälle nur eine Näherung (wenn auch eine hervorragende!) darstellt. Die Aktivität einer Probe, und damit auch λ, kann jedoch mathematisch, wie Jeffrey's Prior $1/\lambda$ beinhaltet, als Skalenparameter nicht beliebig stetig nach 0 skaliert werden! Die Aktivität einer Probe wird immer durch eine diskrete endliche Anzahl 0, 1, 2, …, N nichtunterscheidbarer Atome verursacht. Bei Unkenntnis der Anzahl N und ohne das Vorliegen weiterer Information verlangt das Indifferenzprinzip eine konstante Prior Verteilung für N [1], [2] und damit auch für λ. Bei Verwendung dieser Verteilung entfallen die bekannten Interpretationsschwierigkeiten für den Fall fester Messzeit und $z_0 = 0$ [3], [4], [5].

Werden Probenmessung und Nulleffektmessung mit verschiedenen Messzeiten t_0 bzw. t_b und $\varepsilon \leq 1$ durchgeführt, dann ergibt sich für den Parameter $\lambda_0' = \lambda_0 / \omega$ mit $\omega = t_0 \cdot \varepsilon / t_b$ die sog. zweiparametrige Gamma-Verteilung $G(z_0+1,\omega^{-1})$:

$$p^*(\lambda_0' \mid z_0) = \omega^{z_0+1} \; e^{-\omega * \lambda_0'} \cdot \lambda_0'^{\, z_0} / z_0! \qquad (4)$$

Erwartungswert: $E(\lambda_0') = (z_0 +1) / \omega$, Varianz: $\sigma^2(\lambda_0') = (z_0 +1) / \omega^2$

Die etwas „unhandlichen" Gamma-Verteilungen (Gl. 3) bzw. (Gl. 4) erlauben uns explizit auch Zählereignisse bis zu $z_0 = 0$ Impulsen korrekt zu verarbeiten. Da die statistischen Eigenschaften des Messproblems sich explizit immer in den Impulszahlen z bzw. λ äußern, werden wir im Folgenden auch unsere Darstellungen in diesen Größen wählen. Impulsraten oder Aktivität sind dann gegeben durch $R = z / t$ bzw. $\rho = \lambda / t$.

1.2 Verteilung für den Nettoeffekt

Wenn wir eine reale Probe ausmessen, dann ergibt sich eine Verknüpfung $\lambda_n = \lambda_b - \lambda_0$ zwischen Probeneffekt (Nettoeffekt), Bruttoeffekt und Nulleffekt mit der natürlichen Bedingung $\lambda_b \geq \lambda_0$. Da wir über die Höhe des Probenbeitrages i.A. keine speziellen Informationen verfügen, müssen wir nach (Gl. 1) auch für die Posterior-Verteilung des Probeneffektes λ_n eine geeignete Prior-Verteilung $p_0(\lambda_n)$ berücksichtigen (siehe Fußnote [2)]):

$$p^*(\lambda_n , \lambda_0 \mid z, z_0) \sim p(z \mid \lambda_n , \lambda_0) \cdot p^*(\lambda_0 \mid z_0) \cdot p_0(\lambda_n)$$

$$p^*(\lambda_n , \lambda_0 \mid z, z_0) \sim [e^{-(\lambda n + \lambda_0)} / z!] \cdot [e^{-\lambda_0} \cdot \lambda_0^{z_0} / z_0!] \cdot p_0(\lambda_n) \qquad (4)$$

Wegen der statistischen Unabhängigkeit der Messungen von Bruttoeffekt z und. Nulleffekt z_0 kann in (Gl. 4) die Posterior-Verteilung für den Nulleffekt (Gl. 2) als „verbesserte" Prior-Verteilung für λ_0 eingesetzt werden. Die Posterior-Verteilung allein für λ_n, erhält man als Randverteilung bez. λ_0 [6]:

$$p^*(\lambda_n \mid z, z_0) = \int_0^\infty d\lambda_0 \; p^*(\lambda_n , \lambda_0 \mid z, z_0) \qquad (5)$$

Aus (Gl. 5) ergeben sich die gewünschten Aussagen über den Nettoeffekt, z.B. als Erwartungswert $E(\lambda_n)$ oder als 1-γ Vertrauensbereich $[\lambda_{n,\,\gamma/2} , \lambda_{n,\,1-\gamma/2}]$ mit den $\gamma/2$ bzw. 1- $\gamma/2$ Quantilen der Verteilung.

2. Erkennungsgrenzen

Mit der Festlegung einer Erkennungsgrenze z* wollen wir gewährleisten, dass ein Messwert einer Probenmessung $z \geq z^*$ höchstens mit einer Wahrscheinlichkeit α noch der Nulleffektverteilung zugeordnet wird, falls tatsächlich Nulleffekt vorliegt, d.h. $p(z \geq z^* \mid \lambda_0) \leq \alpha$. Die Entscheidung Nulleffekt Ja/Nein muss anhand der Größe des vorliegenden Bruttomesswertes z getroffen werden. Eine Netto-Erkennungsgrenze $z_n^* = z^* - z_0$ enthält für unsere Entscheidung keine weiteren Informationen, da z_0 für alle durchzuführenden Probenmessungen bereits festliegt. Wir können daher z* als (1-α) - Quantil $z_{1-\alpha}$ der Nulleffektverteilung auszeichnen:

$$1-\alpha \leq p(z < z^* \mid \lambda_0) = F(z^*(\alpha), \lambda_0) = F(\alpha, \lambda_0) \qquad (6)$$

Die Summenverteilung F stellt die Fläche unter der Verteilungskurve $p(z \mid \lambda_0)$ von 0 bis $z = z^*$ dar. Natürlich lässt sich mit nur einem Messwert z_0 das (1- α) Quantil z* nicht exakt angeben. Je größer aber z* und damit $F(\alpha, \lambda_0)$ ist, desto sicherer sind wir, dass (Gl. 6) eingehalten werden kann.

Nun ist in der Bayes - Statistik λ_0 eine Zufallsvariable und damit F in (6) als Funktion einer Zufallsvariable ebenfalls wieder eine Zufallsvariable mit einer entsprechenden Verteilung p(F) (die wir im Augenblick nicht explizit kennen). Damit wir möglichst sicher sein können, wählen wir für die Bestimmung von z* einen (möglichst) hohen Quantilwert der Verteilung p(F), z.B. $F_{1-\delta}$, mit

$$p(F < F_{1-\delta}) = 1-\delta \qquad (7)$$

Ohne die Verteilung p(F) explizit zu kennen, erlaubt uns jedoch die allgemeine Relation (Gl. 8), [1], über Transformationseigenschaften von Zufallsvariablen, die Bestimmung des Quantils $F_{1-\delta}$ auf die Bestimmung des Quantil $\lambda_{0,1-\delta}$ der uns bekannten Verteilung für λ_0 (Gl. 3) zurückzuführen:

$$F_{1-\delta} = F(\alpha, \lambda_{0,1-\delta}) \qquad (8)$$

Zusammengefasst ergeben sich damit für die Bestimmung von z* die Schritte:

a) Bestimme aus der Verteilung (Gl. 3) das Quantil $\lambda_{0,1-\delta}$
b) Bestimme dann aus der Verteilung (Gl. 2) das Quantil $z^* = z_{1-\alpha}$
c) Es gilt dann $p(z \geq z^* \mid \lambda_0) \leq \alpha$ mit Wahrscheinlichkeit 1- δ

Wir folgten mit unserer Herleitung im Grundsatz der Argumentation von Guttmann in [7] zur Konstruktion eines sog. (1-δ, 1-α) Toleranzintervalls im Rahmen der Bayes-Statistik. Ein Toleranzintervall schätzt einen ganzen Bereich einer Verteilung auf einem vorgegeben Vertrauensniveau ab. In unserem Falle stimmt z* mit der oberen Grenze eines Toleranzintervalls zur Festlegung des 1-α Anteils der Verteilung $p(z_0|\lambda_0)$ auf dem Vertrauensniveau 1-δ überein. Toleranzintervalle werden in diesem Zusammenhang auch als Entscheidungskriterium in der Umweltanalytik, z.B. bei der Überwachung kontaminierter Standorte [8] eingesetzt. Mit dieser Konstruktion lässt sich das Fehlerkriterium 1.Art mit Wahrscheinlichkeit 1-δ (üblicherweise ≥ 0,99) einhalten. Erkennungsgrenzen, die auf dem Currie´schen Modell [9] beruhen, zeigen hingegen oft einen nicht unerheblich über dem spezifizierten α-Fehler liegenden Anteil falsch-positiver Klassifizierungen [10], [11].

Für größere Werte von z_0 geht die Verteilung (Gl. 3) für λ_0 in eine Normalverteilung $N(z_0 , z_0^{1/2})$ über. Die Erkennungsgrenze z* für Messzeiten t_0, t_b ergibt sich daraus zu

$$z^* = z_0/\omega + k_{1-\delta}\,(z_0/\omega^2)^{1/2} + k_{1-\alpha}\,(z_0/\omega + k_{1-\delta}\,(z_0/\omega^2)^{1/2})^{1/2} \qquad (9)$$

Falls auch $z_0 >> (z_0)^{1/2}$ können wir weiter vereinfachen:

$$z^* = z_0/\omega + (k_{1-\delta} + k_{1-\alpha})\,(z_0/\omega)^{1/2} \qquad (10)$$

Es sind $k_{1-\delta}$, $k_{1-\alpha}$ die Quantile der Standard Normalverteilung. In Abb. 1 sind numerische Ergebnisse für die exakten Erkennungsgrenzen und die Gauss'schen Näherungen (Gl. 9) und (Gl. 10) als Funktion des Nulleffektwertes z_0 dargestellt.

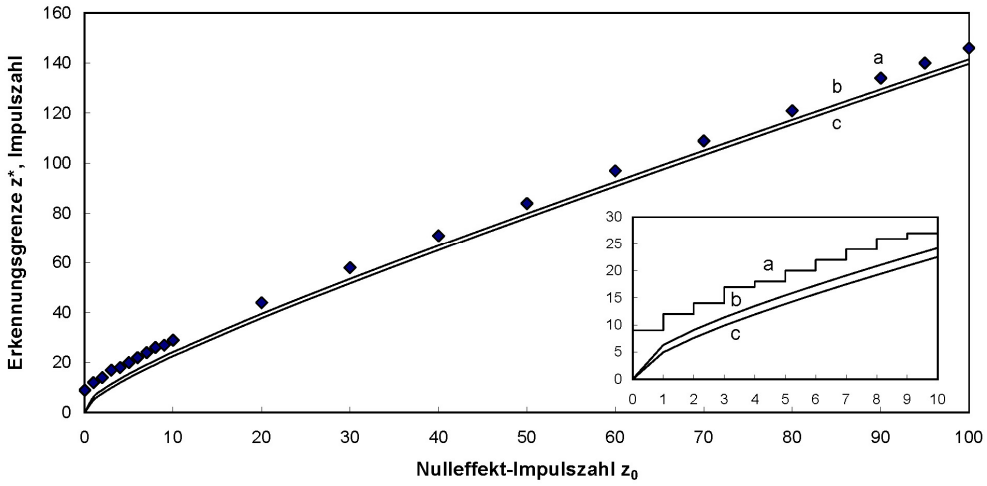


Abb. 1: Erkennungsgrenze z als Bruttoimpulszahl für das Messintervall als Funktion der Impulszahl z_0 des Nulleffektes (Parameter $\varepsilon = 1$, $t_0 = t_b$, $\alpha = 0{,}05$, $\delta = 0{,}01$), a: Poisson-Verteilung (Gl. 8), b: Gauss-Näherung (Gl .9), c: Gauss-Näherung (Gl. 10)*

3. Nachweisgrenzen

Die Nachweisgrenze λ^* kontrolliert den Fehler 1. Art wie auch 2. Art. Falls tatsächlich eine Aktivität in Höhe von $\lambda_n \geq \lambda^*$ vorhanden ist, dann garantiert das Auswahlkriterium über die Erkennungsgrenze z*, dass wir die Aktivität mit Wahrscheinlichkeit 1-β auch detektieren. Damit ordnen wir den Brutto-Messwert z höchstens mit Wahrscheinlichkeit β dem Nulleffekt zu. Mit (Gl. 4) folgt, dass für die Größe λ^* gilt:

$$ß < \sum_{z=0}^{z^*} p(z \mid \lambda^*) = \sum_{z=0}^{z^*} \int_0^{\infty} d\lambda_0 \, [e^{-(\lambda^* + \lambda_0)} / z!\,] \cdot [e^{-\lambda_0} \cdot {\lambda_0}^{z_0} / z_0!\,] \qquad (11)$$

d.h. λ^* kann als Funktion von ß bestimmt werden. In Abb. 2 haben wir nach (Gl. 11) λ^* numerisch für Nulleffekt-Impulszahlen $z_0 = 0$ bis $z_0 = 100$ bestimmt. Für größere Impulszahlen kann mit ausreichender Genauigkeit die Gauss-Näherung (Gl. 12) bzw. (Gl. 13) verwendet werden. Die explizite Berechnung der Fakultät behafteten Variablen in (Gl. 11) kann schnell zu numerischen Schwierigkeiten führen. Die Näherungen für Gauss'sche Verteilungen lauten:

$$\lambda^* = (z^* - z_0) + k_{1-\beta} \, (z^* + z_0)^{½} \qquad (12)$$

Falls $z_0 >> (z_0)^{½}$ gilt

$$\lambda^* = (k_{1-\delta} + k_{1-\alpha} + k_{1-\beta} \, 2^{½}) \, (z_0)^{½} \qquad (13)$$

In den Näherungen (Gl. 10) bzw. (Gl. 11,12) erkennen wir unschwer die in der Strahlenschutzpraxis übliche Regel, Erkennungsgrenzen bzw. Nachweisgrenzen als Vielfaches der Standardabweichung des Nulleffektmesswertes z_0 festzulegen („mehrfach σ"-Regel). Für $\delta = 0{,}01$, $\alpha = 0{,}05$ und $\beta = 0{,}05$ ergibt sich für gleiche Messzeiten $t_0 = t_b$

$z^* - z_0 = 3{,}97 \cdot (z_0)^{½}$ bzw. $\lambda^* = 6{,}23 \cdot (z_0)^{½}$

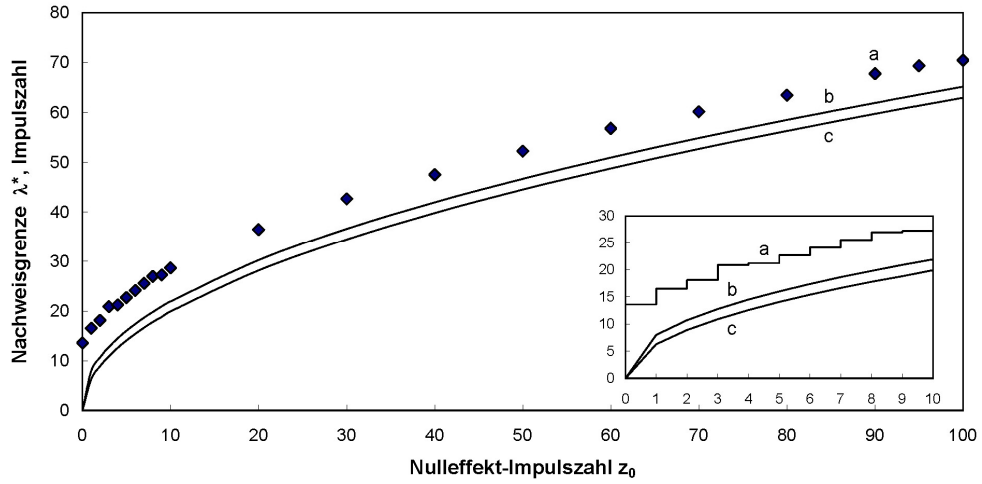


Abb. 2: Nachweisgrenze λ als Nettoimpulszahl für das Messintervall als Funktion der Bruttoimpulszahl z_0 des Nulleffektes (Parameter Parameter $\varepsilon = 1$, $t_0 = t_b$, $\alpha = 0{,}05$, $\beta = 0{,}05$ $\delta = 0{,}01$), a: Poisson-Verteilung, b: Gauss-Näherung (Gl.12), c: Gauss-Näherung (Gl 13.)*

4. Vertrauensgrenzen

Aus (Gl. 5) ergeben sich unmittelbar Vertrauensgrenzen λ^-, λ^+ für den Parameter λ_n in der Form

$$p(\lambda^- \leq \lambda_n \leq \lambda^+) = 1-\gamma \qquad (14)$$

wobei die λ^-, λ^+ als Quantile der Verteilung (Gl. 5) definiert sind, z.B. $\lambda^- = \lambda_{n,\delta/2}$ und $\lambda^+ = \lambda_{n,1-\delta/2}$. Die Bayes'sche Ableitung (Gl. 14) gibt den Vertrauensbereich für λ_n direkt als Wahrscheinlichkeit für λ_n an, bedingt allein durch die Messwerte z_0 für den Nulleffekt und z für den Bruttoeffekt. Die klassische Vorgehensweise hingegen gibt eine Wahrscheinlichkeit dafür an, dass das Intervall $[\lambda^-, \lambda^+]$ den unbekannten „wahren Wert λ_n " überdeckt. D'Agostini beschreibt ausführlich in [6] die Vorteile des Bayes'schen Konzepts von Vertrauensgrenzen im Hinblick auf die Empfehlungen der ISO-Norm [11]. Aus (Gl. 5) ergeben sich im Falle einer Gauss'schen Näherung der Verteilungen für ein in δ symmetrisches Intervall:

$$\lambda^{\pm} = z - z_0 \pm k_{1-\delta/2}\,(z + z_0)^{1/2} \qquad (15)$$

Abb. 3 zeigt numerische Ergebnisse für Vertrauensgrenzen von Messwerten z direkt an der Erkennungsgrenze z*, d.h. dem kleinstmöglichen Messwert, den wir als Probeneffekt klassifizieren. Die Kurven beginnen erst für z = 9 Impulse, da dies der kleinsten Erkennungsgrenze für den Fall $z_0 = 0$ entspricht. Man erkennt, dass die Gauss'sche Näherung schon für kleine Messwerte sehr gut mit den Ergebnissen der exakten Poisson-Verteilungen übereinstimmt. In unserem Verfahren ergeben sich ohne Modell-Prior immer positive Ergebnisse für λ_n, da die Poisson-Verteilungen bereits berücksichtigen, dass $\lambda_b \geq \lambda_0$! Natürlich könnten wir die Gauss'sche Näherung über ihren Näherungsbereich hinaus beanspruchen und beliebig kleine Unsicherheiten fordern - es würden sich zwangsläufig irgendwann durch die unendlichen Ausläufer der Gauss-Verteilung auch negative untere Vertrauensgrenzen einstellen.

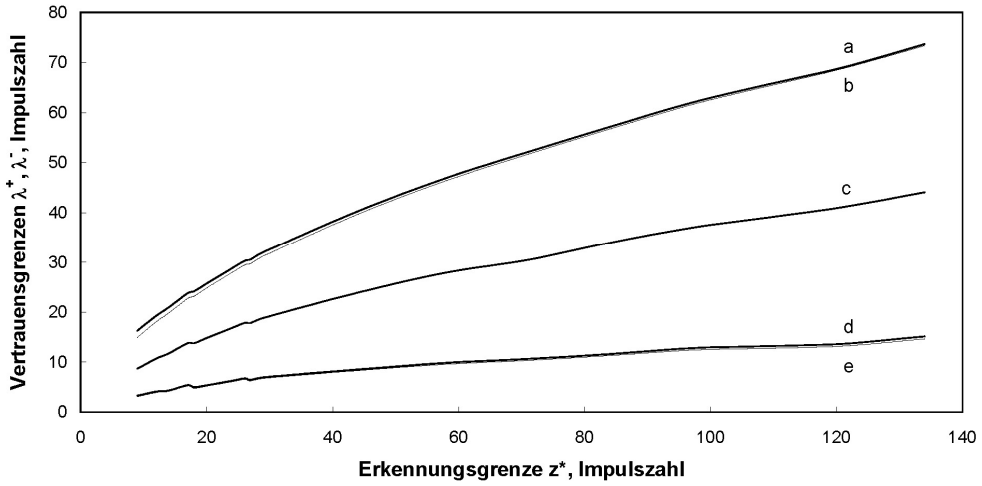


Abb. 3: Obere bzw. untere Vertrauensgrenzen λ^+ bzw. λ^- als Nettoimpulszahl für das Messintervall als Funktion der Erkennungsgrenze z (Parameter $\varepsilon = 1$, $t_0 = t_b$, $\alpha = 0{,}05$, $\gamma/2 = 0{,}025$, $\delta = 0{,}01$), a,e: Poisson-Verteilung nach (Gl. 14), b,d: Gauss-Näherung (Gl. 15), c: Medianwert Nettoeffekt λ_n gemäß (Gl. 5)*

5. Mehrfache Messungen

Bisher haben wir nur eine Nullmessung z_0 und eine Bruttomessung z betrachtet. Vielfach werden Proben zur Erhöhung der Genauigkeit mehrfach gemessen (Gl. 1) lässt sich in diesen Fällen schnell auf mehrere unabhängige Messungen verallgemeinern [2]:

$$p^*(\lambda \,|\{D_1, D_2, .. , D_m\}, I_0) \sim p(\{D_1\} \,|\, \lambda, I_0) \cdot p(\{D_2\} \,|\, \lambda, I_0) \cdot .. \cdot p(\{D_m\} \,|\, \lambda, I_0)\; p_0(\lambda \,|\, I_0) \quad (16)$$

Die Multiplikation der Likelihood-Faktoren für m Messwerte in (Gl. 16) führt zu einer formalen Ersetzung der Größen z in (Gl. 3) durch die Summe Z der einzelnen Impulszahlen z_i für eine Zufallsvariable $\Lambda = m \cdot \lambda$. Daraus ergibt sich anschließend das gesuchte λ als Λ / m:

$$p(\Lambda \,|Z) = e^{-\Lambda} \cdot \Lambda^Z / Z! \quad \text{mit} \qquad Z = \sum_{i=1}^{m} z_i \quad (17)$$

Wir können deshalb alle bisher abgeleiteten Formeln mit dieser Ersetzung verwenden. Durch die Addition der einzelnen Impulszahlen wird man in der Regel immer solche Z Werte vorliegen haben, so dass die Gauss'sche Näherung erfüllt sein wird.

Werden von einem Abfallgebinde mehrer Stichproben zur Bestimmung der Gesamtaktivität genommen, dann sind die Zusammenhänge zunächst etwas komplexer. Wenn wir das Probengut jedoch durch unsere Stichproben nur unwesentlich (z.B. Menge, Zusammensetzung etc.) ändern, dann können wir dies statistisch als Probennahme mit Zurücklegen betrachten. Die Einzelaktivitäten λ_i / t der möglichen Proben können natürlich beliebig im Probengut verteilt sein, so dass auch bei festem Wert λ / t der mittleren Probenaktivität die Varianz der λ_i nicht bekannt ist. Nach Sivia [2] liefert uns in diesem Falle das Prinzip der maximalen Entropie unter Berücksichtigung des korrekten Lebesgue Maßes für abzählbare Ereignisse eine Poisson-Verteilung der Zählimpulse unserer Proben:

$$p(z \,|\lambda) = e^{-\lambda} \cdot \lambda^z / z! \quad (18)$$

Allerdings steht der Parameter λ hier nicht als Erwartungswert der Aktivität einer(!) Probe, sondern als Erwartungswert der Aktivitätsverteilung über alle(!) möglichen Proben des Gebindes. Im Allgemeinen wird es eher schwierig sein, über die Varianz der Aktivitätsverteilung eines konkret vorliegenden Gebindes weitere Informationen zu gewinnen, z.B., um festzustellen, ob eine negative Binomialverteilung vorliegt etc. Das Entropieprinzip würde jedoch mit einer solchen Information (Gl. 18) weiter präzisieren können. Aufgrund der erwähnten formalen Analogie nach (Gl. 17), können die charakteristischen Grenzen (Gl. 10, 13, 15) auch für dieses Problem formuliert werden.

Literaturverzeichnis

[1] Jaynes, E.T.: Probability Theory – The Logic of Science. Cambridge: University Press, 2003

[2] Sivia, D.S.: Data Analysis – A Bayesian Tutorial. Oxford: Clarendon Press, 2002

[3] Weise, K., Wöger, W.: Eine Bayessche Theorie der Messunsicherheit. PTB Bericht N-11, Braunschweig, 1992

[4] DIN 2584-10: Nachweisgrenze und Erkennungsgrenze bei Kernstrahlungsmessungen – Teil 10 allgemeine Anwendungen

[5] Weise, K. Hübel, K., Rose, R. Schläger, M. Schrammel, D., Täschner, M.: Nachweisgrenze und Erkennungsgrenze bei Kernstrahlungsmessungen: Spezielle Anwendungen, Vorschlag einer Norm. Köln, TÜV-Verlag, 2004

[6] D'Agostini, G.: Bayesian Reasoning in Data Analysis - A critical Introduction. Singapore: World Scientific Publishing, 2003

[7] Guttmann, I.:Statistical Tolerance Regions: Classical and Bayesian. London: Griffin, 1972

[8] Gibbons, R.D., Coleman, D.E.: Statistical Methods for Detection and Quantification of Environmental Contamination. J. Wiley & Sons, 2001

[9] Currie, L.A.:Limits for qualitative detection and quantitative determination. Application to radiochemistry. Analytical. Chem. 40**,** 586-593, 1968

[10] Strom, D.J., MacLellan, J.A.: Evaluation of eight decision rules for low-level radioactivity counting. Health Physics 81(1), 27-34, 2001

[11] Kraut, W.: Wahrscheinlichkeiten und Nachweisgrenzen. Strahlenschutzpraxis, Heft 2, 51-55, 2004. Köln, TÜV-Verlag

[12] International Organization for Standardization (ISO): Guide for the expression of uncertainty in measurement. Genf, Schweiz, 1993

DURCHFÜHRUNG VON FREIGABEVERFAHREN UND ENTSORGUNG VON RADIOAKTIVEN RESTSTOFFEN AN DER MEDIZINISCHEN HOCHSCHULE HANNOVER (MHH)

RELEASE PROCEDURES AND DISPOSAL OF RADIOACTIVE RESIDUAL SUBSTANCES AT THE MEDICAL UNIVERSITY HANOVER (MHH)

F. Scheller, R. Behrendt, H. Harke

Klinik für Nuklearmedizin, Medizinische Hochschule Hannover, Deutschland

Zusammenfassung *— Die Entsorgung aller in der MHH anfallenden radioaktiven Reststoffe unterliegt der Strahlenschutzverordnung vom 26. Juli 2001; Anlage III, Tabelle 1, Spalte 5: uneingeschränkte Freigabe von festen Stoffen und Flüssigkeiten. Alle anfallenden Reststoffe werden vom Zentralen Strahlenschutz gesammelt und nach einem genehmigten Verfahren bearbeitet. Sie werden nach Art, Nuklid und spezifischer Aktivität sortiert. Nach dem Durchlaufen der Freimesseinrichtungen - bei kurzlebigen Nukliden teilweise auch erst nach einer kurzen Einlagerung - können die Gebinde, die den Freigabewert unterschreiten, als konventioneller Abfall entsorgt werden. Die langlebigen Nuklide mit einer spezifischen Aktivität oberhalb des Freigabewertes werden in die Landessammelstelle verbracht. Zur direkten Messung von gamma-strahlenden Reststoffen werden zwei ISOCS Freimesseinrichtungen der Firma Canberra mit Halbleiterdetektoren und ein FR-9 PVT der Firma MED mit Plastikszintillationsdetektoren eingesetzt. Die flüssigen beta-strahlenden Reststoffe werden über eine Querschnittsprobe mittels Flüssigszintillation ermittelt. Für feste beta-strahlende Reststoffe wird eine mathematische Abschätzung genutzt. Die Bilanz für das Jahr 2004 weist einen Reststoffanfall von 12 t aus, von denen nur 0,5 t als radioaktiver Abfall abgegeben werden mussten. Dabei ergab sich eine Differenz an Entsorgungskosten von etwa 780.000 € für die unsortierten Reststoffe gegenüber 35.800 € für die verbliebenen nicht freizumessenden Reststoffe.*

Summary *—The disposal of all radioactive residual packages of the MHH is regulated by the German radiation protection ordinance from 26th July 2001; shown in appendix III, table 1, column 5: unrestricted release of solid materials and liquids. All radioactive waste packages are collected and handled by the central MHH department for radiation protection. They are sorted for type, nuclide and specific radioactivity. A few packages can directly be released as conventional waste after performing incoming measurements showing very low activity concentrations.*

Longer living radionuclides with specific activities above the release limits have to be delivered to the national waste disposal.

For direct measurements of gamma-emitting radionuclides we use two in-situ-measuring units (ISOCS, Canberra) and a special release unit with 9 plastic scintillators in a fixed geometry (FR-9 PVT, MED Medizintechnik).

Fluid beta-emitting radionuclides are measured by taking a fraction and using liquid scintillation counting (LSC). Solid beta-emitting radionuclides activity are calculated.

During the year 2004 we collected 12 tons of radioactive material and had to deliver just around 0,5 tons to the national waste disposal. We saved costs of around 740.000,- € compared with directly waste decommissioning.

Schlüsselwörter *— Reststoffe, Nuklididentifikation, Abschätzung, Freigabemessung, Bilanz*

Keywords*—residual substances, nuclide identification, estimation, release measurement, balance*

1. Einleitung

An der Medizinischen Hochschule fallen in vielen Bereichen der Diagnostik, Therapie und Forschung unterschiedliche Radionuklide als Abfall an. Die Entsorgung unterliegt den Auflagen der Aufsichtsbehörde unter Berücksichtigung der Grenzwerte für die uneingeschränkte Freigabe von festen Stoffen und Flüssigkeiten in Spalte 5 der Tabelle 1 Anlage III der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) vom 26. Juli 2001. Über ein genehmigtes Verfahren nach §29 StrlSchV werden alle anfallenden Radionuklide nach Sammlung im Zentralen Strahlenschutz (Zentr.StrlSch) der MHH identifiziert und deren Aktivitätsmenge festgestellt. Je nach spezifischer Aktivität und Freigabewert des entsprechendes Nuklids wird für jedes Gebinde über eine Entsorgung als radioaktiver Abfall, konventioneller Abfall oder kurzfristiger Einlagerung mit späterer konventioneller Entsorgung entschieden. Unterschiedliche Messmethoden und mathematische Abschätzungen kommen je nach Einsatzgebiet zur Anwendung. Kann man bei gammastrahlenden Nukliden relativ einfach durch Messung von außen ein genaues Ergebnis erreichen, müssen flüssige betastrahlende Reststoffe beprobt und mittels Liquidszintillation ausgewertet werden. Betastrahlende Feststoffe werden über die Ausgangsaktivität unter Berücksichtigung aller Zwischenstufen abgeschätzt.

2. Abwässer

Alle Abwässer aus der Therapiestation, Schleusenduschen und den Laboren werden in eine Tankanlage geleitet. Diese besteht aus zwei Einheiten mit insgesamt 15 Tanks und 150 m^3 Inhalt. Dusch- und Waschwässer werden nach Wiederaufbereitung für die WC-Spülungen genutzt. Ist in einem Tank der Grenzwert für die uneingeschränkte Freigabe nach entsprechender Wartezeit unterschritten, wird der Inhalt unter ständiger Kontrolle und Einhaltung des Umweltschutzes in das Abwasser geleitet. Der Tank kann wieder neu befüllt werden.

3. Nuklididentifikation

Für nicht deklarierte Reststoffe stehen zur Identifikation der enthaltenen Nuklide drei Gamma-Messplätze mit Effizienzkalibrationen für unterschiedliche Geometrien zur Verfügung. Durch das bauartbedingte begrenzte Innenvolumen können jeweils nur Teilmengen gemessen werden. Bei Flüssigkeiten wird ein Aliquot im Marinellibecher bestimmt und das Ergebnis auf das volle Volumen hochgerechnet. Die Auswertesoftware GENIE 2000 (PROcount) der Firma Canberra erlaubt eine vollautomatische Nuklididentifikation und Aktivitätsbestimmung. Die Messplätze sind mit 2 x Ge- koaxial n-

Typ EGNC 15-185 und 1 x Ge-koaxial vergleichbar mit n-Typ BE 3825 Detektoren ausgestattet.

4. Zentrale Erfassung und erste Abschätzung der gamma-strahlenden Reststoffe

Alle an der MHH anfallenden radioaktiven Reststoffe werden mit einem hausinternen Transportschein, der unter anderen Angaben Gewicht, Nuklid und geschätzte Aktivität enthält, dem Zentr.StrlSch. in der Klinik für Nuklearmedizin übergeben. Hier wird bei gamma-strahlenden festen Reststoffen in Säcken oder Abwurfbehältern und flüssigen Reststoffen in Kanistern das Gewicht und die Höhe der Radioaktivität ermittelt. Je nach Nuklid wird die voraussichtliche Abklingzeit bis zur Unterschreitung des Grenzwertes für die uneingeschränkte Freigabe festgelegt. Danach werden alle Gebinde nach ermitteltem voraussichtlichem Entsorgungsdatum sortiert eingelagert.

5. Flüssige beta-strahlende Reststoffe

Aus den angelieferten Kanistern wird eine repräsentative Querschnittsprobe entnommen und die spezifische Radioaktivität mittels LSC bestimmt. Für alle zu bestimmenden Nuklide sind vorab zur Effizienzkorrektur Quenchkurven ermittelt worden. Bei nicht nuklid-reiner Sammlung können auch Mehrfachnuklidmessungen durchgeführt werden, wenn die Spektren der gesuchten Nuklide nicht deckungsgleich sind. Reststoffe mit kurzlebigen Nukliden werden bis zur Unterschreitung des Grenzwertes für die uneingeschränkte Freigabe eingelagert. Zum voraussichtlichen Zeitpunkt der Freigabe wird eine Rückstellprobe zur Kontrolle erneut untersucht. Erst wenn diese Bestimmung eine Freigabe erlaubt, wird das Gebinde dem konventionellen chemischen Abfall zugeführt.

6. Freigabemessung

Ist bei den gamma-strahlenden festen und flüssigen Reststoffen das voraussichtliche Entsorgungsdatum erreicht, werden die Gebinde auf die noch vorhandene Restaktivität untersucht. Wird der für das Nuklid spezifische Freigabewert unterschritten, kann das Gebinde wie konventioneller Laborabfall entsorgt werden. Zur Anwendung kommen für diesen entscheidenden Messvorgang zwei ISOCS-Freimesseinrichtung der Firma Canberra. Das zu prüfende Gebinde dreht horizontal vor dem vertikal verstellbarem Halbleiterdetektor. Entscheidend für die Richtigkeit der Ergebnisse ist eine präzise Effizienzkalibration für unterschiedliche Geometrien. Um den gestiegenen Anforderungen zeitnahe gerecht zu werden, wird ein weiteres Freigabemesssystem integriert. Das FR-9 PVT der Firma MED ermittelt mit neun Plastikszintillationsdetektoren und einer eingelassener Waage in nur einer Minute die spezifische Aktivität mit der erforderlichen Nachweisgrenze bei vorgegebenem Nuklid und Kalibrierfaktor. Der integrierte PC gibt die Messwerte zur weiteren Bearbeitung an eine Datenbank.

7. Bilanz der Reststoffe im Jahre 2004

Aus allen Hochschuleinrichtungen fielen insgesamt 12 t an. Feste Reststoffe insgesamt 9,7 t davon 9,2 t Gamma und 0,5 t Beta. Flüssige Reststoffe insgesamt 2,2 t davon 0,8 t Gamma und 1,4 t Beta.

8. Entsorgung der Reststoffe im Jahr 2004

Nach der Entsorgung der uneingeschränkt freigegebenen Reststoffe als konventioneller Abfall bleiben zur Entsorgung über die Landessammelstelle: Feste Reststoffe insgesamt 0,3 t davon 0,1 t Gamma und 0,2 t Beta. Flüssige Reststoffe insgesamt 0,2 t davon 0,1 t Gamma und 0,1 t Beta.

9. Zusammenfassung

Durch die Klassifizierung der radioaktiven Reststoffe reduzierte sich für das Jahr 2004 die Gesamtmenge von 12 t auf 0,5 t der über die Landessammelstelle zu entsorgenden Abfälle. Nach der Gebührenordnung vom 12.11.2004 hätte die Entsorgung aller angefallenen Reststoffe, nur in feste und flüssige Abfälle getrennt, etwa 780.000 € gekostet. Nach Trennung in abklingbare, feste brennbare und flüssige Reststoffe wären 80.000 € Kosten entstanden. Nach uneingeschränkter Freigabe der abgeklungenen Reststoffe und deren Entsorgung als konventioneller Krankenhausabfall verbleiben an Kosten für die Entsorgung der flüssigen und festen radioaktiven Abfälle nur noch etwa 35.800 €.

ENTWICKLUNG EINES HOCH FLIESSFÄHIGEN FEINMÖRTELS – EIN BEITRAG ZUM PRAKTISCHEN STRAHLENSCHUTZ BEIM RÜCKBAU DES FORSCHUNGSREAKTORS DIORIT

DEVELOPMENT OF AN EASILY FLOWING GROUT – A CONTRIBUTION TO THE PRACTICAL RADIATION PROTECTION AT THE DECOMISSIONING OF THE RESEARCH REACTOR DIORIT

A.H. Wällisch[1]

[1] Paul Scherrer Institut, Villigen, Schweiz

Zusammenfassung *— Um Entsorgungskosten zu sparen, sind vier Container im Zuge des Rückbaus des Forschungsreaktors DIORIT am Paul Scherrer Institut sehr eng mit ausgebauten aktivierten Komponenten und Stahlschrott gefüllt worden. Für die notwendige Verfestigung dieser radioaktiven Abfälle konnte aber nicht der übliche PSI-Verfüllmörtel verwendet werden, da er einen immer noch zu grossen Grösstkorndurchmesser für die vollständige Verfüllung der engen Hohlräume zwischen den Abfallkomponenten aufweist. Aus Strahlenschutzgründen wäre es auch nicht sinnvoll gewesen, die Komponenten noch einmal umzupacken und auf mehr Container zu verteilen. Deshalb musste zur Vermeidung unnötiger Dosen ein neuer, sehr fliessfähiger Feinmörtel mit möglichst kleinem Grösstkorndurchmesser entwickelt werden. Es gelang einen Feinmörtel zu entwerfen, der mit einem Ausbreitmass von 26,5 cm (DIN 18555) eine sehr flüssige Konsistenz aufweist. Das ausgezeichnete Fliessverhalten konnte auch in praxisnahen Versuchen nachgewiesen werden, in denen der PSI-Feinmörtel sehr enge Hohlräume zwischen Schrott nahezu vollständig ausgefüllt hat. Der PSI-Feinmörtel übertrifft die in der Richtlinie R-14 der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK) gefordeten 10 MPa Druckfestigkeit mit 48 MPa bei weitem. Ausserdem erfüllt er bezüglich der Wasser- und Sulfatbeständigkeit die Anforderungen der R-14 sehr gut.*

Summary *— In order to save costs of decomissioning of the research reactor DIORIT four containers were very close-packed with activated components and scrap metal. For the required solidification to store the radwaste it was impossible to use the usual PSI filling grout, because it has still a too large maximum grain size for completely filling the narrow cavities between the decomissioning components. Reasons of radiation protection excluded the possibilty to solve the problem in repacking the components. Hence for avoiding unnecessary doses a new good flowable fine sealing grout with small maximum grain size and low heat development had to be developed.*

A fine grout with an execellent flowabilty was designed, which has a slump flow of 26,5 cm (DIN 18555). The execellent flow behaviour could be proved in practical tests. The new grout can fill narrow caveties between scrap metal parts. The PSI fine sealing grout exceeds also with a compressive strength of 48 MPa the required 10 MPa of the guideline R-14 of the Swiss Federal Nuclear Safety Inspectorate (Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen - HSK). Additionally the PSI fine sealing grout complies very well with the demands of the HSK R-14 for the water and sulfate resistance.

Schlüsselwörter *— Vergussmörtel, Entsorgung, fliessfähig, Rückbau, Verfestigen*
Keywords *— sealing grout, waste management, flowable, decomissioning, solidification*

1. Einleitung

Im Zuge des Rückbaus des Forschungsreaktors DIORIT am Paul Scherrer Institut (PSI) in Villigen, Schweiz, fällt radioaktives Material in Form von grösseren bis zu einigen 1000 kg schweren, zertrennten Stahl- und Stahlbetonteilen, aber auch von vielen kleineren oder kleinsten Stahlschrottkomponenten an. Viele dieser Komponenten aus dem Rückbau werden zur Entsorgung in sogenannte KC-T12-Betoncontainer gefüllt. Die Container haben ein nutzbares Innenvolumen von ca. 2,6 m^3 bei einem Gesamtvolumen von 4,5 m^3. Die Kosten zur Entsorgung, Zwischen- und Endlagerung eines solchen Behälters sind mit einem sechsstelligen Frankenbetrag als sehr hoch einzustufen. Vier der ersten Container wurden deshalb sehr eng befüllt, um das verfügbare Volumen optimal auszunützen.
Da beim Rückbau vier ungefähr gleich grosse Segmente aus der unteren Abschirmung und 16 ähnliche Stücke aus der oberen Abschirmung anfielen, wurden die vier oben genannten Container vom geometrischen Aufbau her identisch mit den Rückbaukomponenten gefüllt. Die prinzipielle Anordnung ist in Abbildung 1 als Skizze zu sehen, „o“ bedeutet obere Abschirmung, „u“ untere Abschirmung. Zwischen die grossen Komponenten wurden unter Ausnützung des gesamten Containervolumens sehr eng kleinere Stahlschrottteile gelegt.

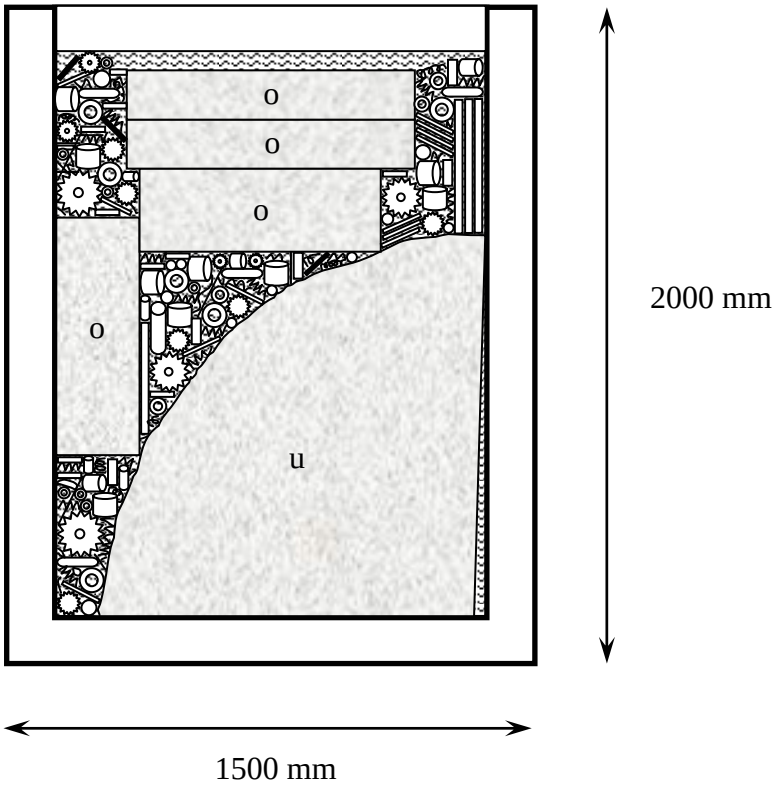


Abb. 1: Prinzipielle Abfallverteilung in den vier eng gepackten Containern

2. Verfestigen der eng gepackten Container

Der lose Containerinhalt muss jedoch in der Schweiz verfestigt werden, um zwischen- und endlagerfähig zu sein. Ausserdem sollen keine Hohlräume in einem endlagerfähigen Gebinde verbleiben.
Aus diesem Grund muss der Containerinhalt in Vergussmörtel o.ä. möglichst hohlraumfrei eingebettet werden.

Für diesen Zweck wird am PSI normalerweise der sog. PSI-Vergussmörtel verwendet. Das war in diesem Fall aber aus zwei Gründen nicht möglich. Erstens wird der Vergussmörtel für eine korrekte Verdichtung üblicherweise mit sogenannten Vibriernadeln (von der Form her ein Schlauch mit einem stählernem Ende, Durchmesser 2-5 cm) vibriert, damit er in alle nicht allzu engen Hohlräume eindringt und sie ausfüllt. Es gab aber wegen der engen Packung keine Möglichkeit mehr, die Vibriernadel flächendeckend einzusetzen oder gar bis zum Boden des Containers herunterzukommen, was aber für einen sachgemässe Vibrierung nötig gewesen wäre.
Zweitens besteht jeder Mörtel nicht nur aus dem feinen Zementleim, sondern enthält auch Zuschlag, meist in Form von Sand, der bedeutend gröber ist. Wenn die lichte Weite (Abstand, Durchmesser) der Hohlräume und Ritzen das dreifache des grösstem im Sand vorhandenen Korndurchmessers unterschreitet, kann der Mörtel den Hohlraum nicht mehr ausfüllen oder nicht mehr durch die Ritze gelangen. Die engen Zwischenräume in den Containern wären also mit einem normal groben Mörtel mit einem Grösstkorn von ca. 2 mm, wie ihn der PSI-Vergussmörtel darstellt, nicht zu verfüllen gewesen, da viele Zwischenräume die maximal verfüllbaren 3 x 2 mm = 6 mm unterschritten hatten.

3. Strahlenschutzaspekte

Aus Strahlenschutzgründen wäre es auch nicht sinnvoll gewesen, die Abfallkomponenten noch einmal umzupacken und auf mehr Volumen zu verteilen. Das wird relativ schnell aus der Tabelle 1 deutlich. Die Verteilungen der Dosisleistungen an der Oberfläche der vier Container waren untereinander sehr ähnlich. Oben war die Dosisleistung mit ca. 100 µSv/h im Vergleich zu den 3000 unten zwar eher niedrig, doch hätte man beim Umlagern natürlich bei geöffnetem Deckel (200 µSv/h, da 12 cm Beton ca. eine Halbwertsdicke) arbeiten müssen.

Tab. 1: Dosisleistungen der Container an der Oberfläche und in Arbeitsentfernung.

Container-Nr.	444	461 (90° gedreht)	443 (90° gedreht)	496 (180° gedreht)
gemessen	Dosisleistung an der Oberfläche [µSv/h]			
unten	3000	3000	3000	3000
vorn	3000	3000	3000	1000
hinten	3000	3000	3000	3000
links	100	500	200	500
rechts	10	10	30	30
oben	100	100	100	100
gerechnet ab Containermitte				
oben ohne Deckel	ca. 200	ca. 200	ca. 200	ca. 200
oben ohne Deckel in 50 cm Abstand	ca. 100	ca. 100	ca. 100	ca. 100

Wenn man für die Berechnung der Ganzkörperdosis vereinfachend davon ausgeht, dass man sich in 50 cm Abstand bei 100 µSv/h hätte aufhalten müssen, wäre man bei nur einer Stunde

Arbeitszeit für eine Person auf eine Dosis von 100 µSv pro Container gekommen. Für vier Container hätte sich damit eine Kollektivdosis von mindestens 400 µSv ergeben. Hierbei sind die Dosen für das Auf- und Abhängen der grösseren Komponenten und für die Arbeiten für das übrige Personal noch gar nicht eingerechnet. Ausserdem hätte man im Verlauf der Arbeit tiefer in den Container einsteigen müssen, was zu einer weiteren Erhöhung der Dosis geführt hätte.

4. Entwicklung des Feinmörtels und Frischmörteleigenschaften

Wie oben festgestellt war der existierende PSI-Vergussmörtel zum Auffüllen der vier Container nicht geeignet und eine Lösung durch Umpacken aus Strahlenschutzgründen auch nicht empfehlenswert.
Deshalb musste zur Vermeidung unnötiger Dosen, ein neuer, sehr fliessfähiger selbstverdichtender Vergussmörtel mit möglichst kleinem Grösstkorndurchmesser entwickelt werden.
Mit dem PSI-Feinmörtel gelang es auch nach intensiver Entwicklungsarbeit einen Vergussmörtel darzustellen, der den an ihn gestellten Anforderungen mehr als gerecht wird. Die Frischmörteleigenschaften des neuen PSI-Feinmörtels sind in Tabelle 2 in Vergleich zum PSI-Vergussmörtel dargestellt. Der PSI-Feinmörtel besitzt ein Zuschlagsgrösstkorn von nur einem mm, was ihn wesentlich besser in feine Ritzen und Hohlräume dringen lässt. Mit einem hohen Ausbreitmaß nach DIN 18555 von 26,5 cm übertrifft er noch einmal die schon guten 21 cm des PSI-Vergussmörtels [1]. Die Konsistenz ist bereits ab einem Ausbreitmaß von 18 cm als flüssig einzustufen, was natürlich die Vorraussetzung dafür darstellt, nach dem Eingiessen in die Container, nicht verdichtet werden zu müssen.

Tab. 2: Vergleich der Frischmörteleigenschaften des Feinmörtels und des PSI-Vergussmörtels

Eigenschaften	PSI-Vergussmörtel	PSI-Feinmörtel
Zuschlagsgrösstkorn	2,2 mm	1 mm
Ausbreitmaß nach DIN 18555	21 cm	26,5 cm
Konsistenz	weich bis flüssig	flüssig
Wasser-Zement-Verhältnis (W/Z-Wert)	0,6	0,5

Die Fähigkeit des Feinmörtels, ohne Verdichtung in alle Lücken zu fliessen, sollte in einem praxisnahen Versuch getestet werden. In diesem Versuch wurde geprüft, ob der Feinmörtel auch ein eng mit Metallschrott gepacktes Gefäss, mit der gleichen Füllhöhe wie ein KC-T12-Container, vollständig füllen kann.
Für den Versuch wurde eine unten verschlossene Plexiglassäule mit einem Innendurchmesser von 12 cm ca. 1,6 m hoch mit Metallschrott gefüllt. Der Metallschrott war unregelmässig über nahezu die gesamte Höhe der Säule verteilt, wobei es Bereiche mit sehr grossen Hohlräumen gab (Mitte), und Bereiche, an denen der Metallschrott sehr dicht gepackt war (oben und unten). In Abbildung 2 sieht man die Säule mit Metallschrott gefüllt, vor dem Verfüllen mit Feinmörtel.
Zum Verfüllen der Säule wurde Feinmörtel über einen Trichter von oben in die Säule gegossen. Beim Eingiessen füllte sich ganz deutlich sichtbar die Säule so gut auf, dass nur wenige kleine Lücken blieben (siehe Abb. 3). Aus Dichte und Gewicht des Feinmörtels und des Volumensanteils des Schrottes ergab sich ein sehr guter Füllgrad von 96 Vol-% für die Säule. Bei einem zweiten Versuch, bei dem ein mit kleinen Schrottteilen eng gepacktes 20 l-Fass von oben mit Feinmörtel gefüllt wurde, ergab sich sogar ein Füllgrad von 99 Vol-%.

Wie bei Mörtel oder Beton üblich wurde auch ein möglichst niedriges Wasser-Zement-Verhältnis (W/Z-Wert) angestrebt, da das die Porosität und somit die Dichtigkeit, Festigkeit usw. des Zementsteins entscheidend beeinflusst. Je niedriger der W/Z-Wert ist, desto besser. Es konnte mit einem speziellen Mischungdesign unter Einbeziehung eines Korngrössen-optimierungsprogramms „Mix“ beim Feinmörtel mit 0,5 ein gegenüber dem PSI-Vergussmörtel (0,6) niedrigerer W/Z-Wert erreicht werden (siehe Tabelle 2) [2].
Es wurde auch gezeigt, dass die Wärmeentwicklung beim Abbinden grösserer Massen des Feinmörtels sich mit maximal erreichten 71 °C noch im zu verantwortenden Rahmen hielt (siehe Abb. 4), da solche Temperaturen durchaus beim Abbinden massiger Betonteile auftreten können. Zementleim ohne Zuschlag erreichte bei gleichen Bedingungen Temperaturen von über 100 °C, so dass viel Wasser verdampfte und sich daraufhin Risse im Zementstein bildeten. Solche Risse traten beim Feinmörtel nicht auf.

Abb. 2: Säule vor der Verfüllung mit Feinmörtel

Abb. 3: Säule nach der Verfüllung mit Feinmörtel

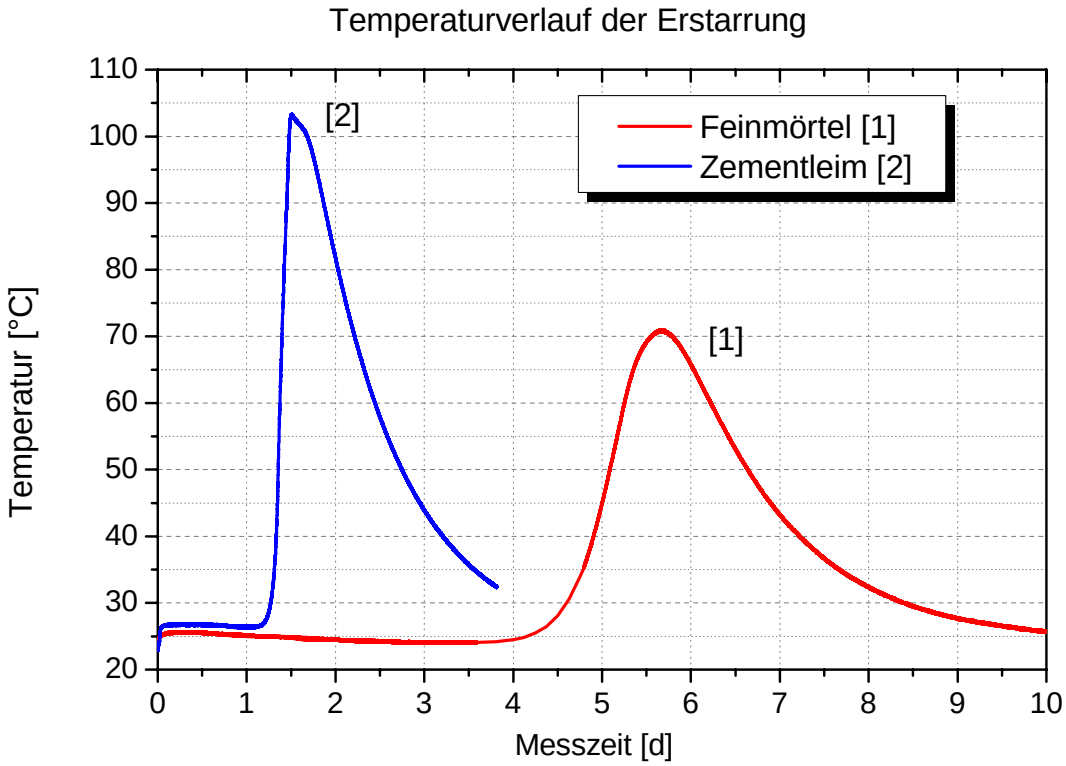


Abb. 4: Temperaturverlauf beim Erstarren des Feinmörtels im Vergleich zu einem Zementleim

5. Festmörteleigenschaften

In Tabelle 3 sind alle Festmörteleigenschaften des PSI-Feinmörtels zusammengefasst. Das wichtigste Kriterium für einen Mörtel oder Beton im festen Zustand ist seine Druckfestigkeit. Im Allgemeinen gilt, je höher die Druckfestigkeit, desto besser sind auch die übrigen Festmörteleigenschaften wie seine Dichtigkeit, Widerstand gegen aggressive Wässer usw.
Üblich ist für einen Baumörtel, die Festigkeit nach 28 Tagen messen, weil er zu diesem Zeitpunkt weitgehend ausgehärtet ist. Der PSI-Feinmörtel erhärtet jedoch viel langsamer, deshalb wird wie bei allen radioaktiven Verfestigungen in der Schweiz auch die 90-Tage- und die 240-Tage-Festigkeit geprüft. Die Richtlinie R-14 der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK) schreibt eine Endfestigkeit von 10 MPa für verfestigte Abfallmatrizen vor. Der PSI-Feinmörtel übertrifft bereits nach 28 Tagen mit 26,6 ± 3,5 MPa Druckfestigkeit den Richtwert der HSK R-14. Nach 90 Tagen besitzt er sogar eine Druckfestigkeit von 36,2 ± 6,4 MPa, die nach 240 Tagen noch weiter auf 48,1 ± 5,7 MPa ansteigt. Der Verlauf der Druckfestigkeit ist in Abbildung 5 zur Verdeutlichung noch einmal illustriert.
Für die Prüfung der Wasser- und Sulfatbeständigkeit werden Proben nach 90-tägiger normaler Vorlagerung 150 Tage lang in demineralisiertem Wasser oder in gesättigtem Gipswasser ausgelaugt. Die Druckfestigkeiten nach den Auslaugprüfungen (Gesamtprobenalter 240 Tage) müssten bei einem Mörtel mit hoher Qualität genauso hoch sein wie die Druckfestigkeit nach 240 Tagen bei Normallagerung. Das ist im Rahmen der Fehlergrenzen auch der Fall. Der Mittelwert der Druckfestigkeit nach 240 Tagen beträgt rund 48 ± 6 MPa, der nach der Auslaugung in demin. Wasser 47 ± 6 MPa, und der nach der Auslaugung in Gipswasser rund 49 ± 7 MPa (siehe Tab. 3).

Der Feinmörtel kann daher auch nach den Vorgaben der HSK R-14 als wasser- und sulfatbeständig bezeichnet werden, da nach der Auslaugung in demin. Wasser und Gipswasser alle Werte deutlich über den geforderten 10 MPa lagen (siehe auch Tab. 3)

Tab. 3: Festmörteleigenschaften des PSI-Feinmörtels

Eigenschaften	Wert	Richtwert nach HSK-R-14
Rohdichte [g/cm^3]	1,74 ± 0,05	-
28 d-Druckfestigkeit [MPa]	26,6 ± 3,5	-
90 d-Druckfestigkeit [MPa]	36,2 ± 6,4	10
240 d-Druckfestigkeit [MPa]	48,1 ± 5,7	10
Wasserbeständigkeit [MPa]	46,5 ± 6,1	10
Sulfatbeständigkeit [MPa]	49,3 ± 6,8	10

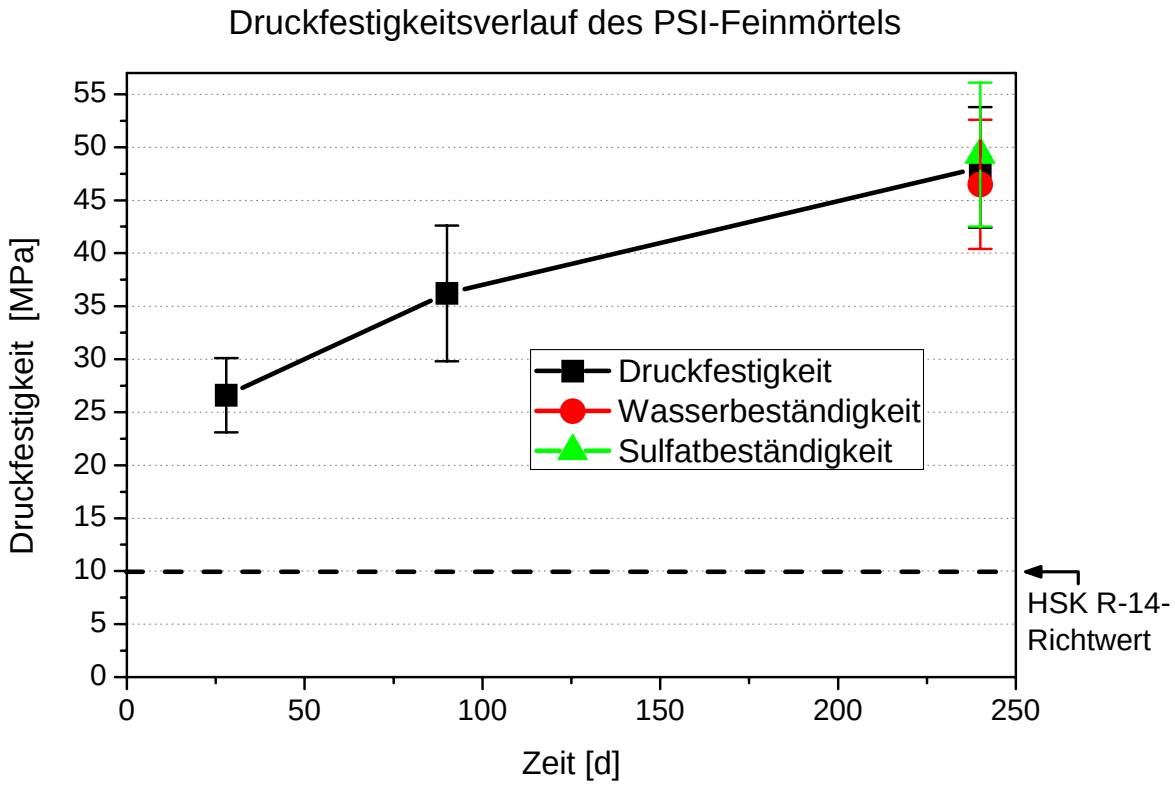


Abb. 5: Druckfestigkeitsverlauf des Feinmörtels

6. Fazit und Ausblick

In der vorliegenden Arbeit wurde die Entwicklung eines hochfliessfähigen Feinmörtels beschrieben, der dazu beitrug, unnötige Dosen zu vermeiden und Entsorgungskosten zu sparen.
Mit dem neu entwickelten PSI-Feinmörtel war es möglich, die engen Zwischenräumen von Containern mit Rückbaumaterial zu füllen, und damit diese radioaktiven Abfälle fest einzubinden. Ein ansonsten notwendiges Umladen der Container wurde dadurch überflüssig.

Der Feinmörtel wird aber in Zukunft in allen Fällen einsetzbar sein, bei denen zum Verfestigen von radioaktiven Abfällen eine hohe Fliessfähigkeit gefragt ist, enge Zwischenräume zu füllen sind oder eine lange Verarbeitszeit des Vergussmörtels erforderlich ist. Dosis kann zum Beispiel dadurch vermieden werden, dass der Feinmörtel nicht verdichtet werden muss, was meist eine gewisse Aufenthaltsdauer des Operateurs ganz nahe am Abfallgebinde erfordert.
Zusammengefasst kann man sagen, in bestimmten Fällen ist mit dem PSI-Feinmörtel ein rationelleres Arbeiten beim Konditionieren radioaktiver Abfälle möglich, was im Allgemeinen auch hilft, Dosis einzusparen.

7. Literaturverzeichnis

[1] Deutsche Norm, DIN 18555-2: Prüfung von Mörteln mit mineralischen Bindemitteln; Frischmörtel mit dichten Zuschlägen; Bestimmung der Konsistenz, der Rohdichte und des Luftgehalts, 1982

[2] J. Funk, D. Dinger, D: Predictive Process Control of Crowded Particulate Suspensions, Boston: Kluwer Academic Publishers, Boston, 1994

[3] A.Wällisch, L. Döhring: Rezeptur eines Feinmörtels zum Verfüllen von KC-T-12-Containern, Paul Scherrer Institut, TM-92-03-10, Villigen, 2003

[4] A.Wällisch, M. Patorski: PSI-Feinmörtel, Druckfestigkeiten, Wasser- und Sulfatbeständigkeit, Paul Scherrer Institut, TM-92-05-03, Villigen, 2005

[5] Richtlinie HSK R-14: Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, Würenlingen, 1988

[6] Ergänzung zur Richtlinie R-14, Aktennotiz HSK 21/35, Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, Würenlingen, 1988

AKTIVIERTE METALLTEILCHEN BEIM RÜCKBAU KERNTECHNISCHER EINRICHTUNGEN

Mathias Sering

Rheinstr. 95
64295 Darmstadt

Beim Rückbau kerntechnischer Einrichtungen kommt es vor, dass in Freigeländen Kontaminationen des Bodens aufgefunden werden, die auf den früheren Umgang mit Flüssigkeiten und dabei entstandene Unfälle zurückzuführen sind. Im Falle des Rückbaus des Aktiven Lagers für Rückstände in Rheinsberg wurden auf dem Boden und befestigten Flächen Hot Spots in Form aktivierter Metallteilchen vorgefunden. Hierbei handelte es sich um Metallspäne von wenigen Milligramm Gewicht und einer Gesamtaktivität von bis zu einigen Zehntausend Bq Cobalt-60. Die Art der vorhandenen Kontamination erforderte zusätzliche Maßnahmen zum Strahlenschutz der Beschäftigten, zur Vorgehensweise bei der rückbaubegleitenden Erkundung des Erdreichs und zur Freigabe des betroffenen Erdreichs. Eine eingeleitete systematische Suche nach aktivierten Metallteilchen auf der Basis der Erkenntnisse aus der Betriebshistorie führte zu Erkennung und Beseitigung weitere Hot Spots in Form aktivierter Metallteilchen. Als Ausblick werden noch ausstehende zukünftige Maßnahmen beschrieben und die Relevanz der vorgefundenen Kontaminationen und getroffenen Maßnahmen auf die spätere Entlassung des Geländes in das allgemeine Staatsgebiet diskutiert.

Für die Anfertigung des Tagungsbandes lag nur die Kurzfassung vor.

HOCHEMPFINDLICHE ALPHA- SZINTILLATIONSSONDE

ULTRASENSITIVE ALPHA SCINTILLATION PROBE

H. von Philipsborn[1], Ch. Hoffmann[2]

[1]Radiometrisches Seminar, Universität Regensburg, D-93053 Regensburg
[2]Freiberger Sensortechnik, D-83661 Lenggries

Zusammenfassung *- Für eine Zinksulfid Alpha-Szintillationssonde mit 44 cm^2 Detektorfläche konnte die Nullrate von bisher üblichen 50 iph auf (4 ± 2) iph gesenkt werden. Die dadurch sehr niedrigen Nachweisgrenzen und kurzen Messzeiten ergeben neue interessante Anwendungen.*

Summary *- The background of a 44 cm^2 ZnS alpha scintillation probe has been reduced from usually 50 cph to (4 ± 2) cph. As results, low detection limits and short counting times offer new interesting applications.*

Schlüsselwörter *- Alpha-Szintillationssonde, Verringerung der Nullrate*
Keywords *- alpha scintillation probe, reduction of background rate*

1. Einleitung

In einer früheren Publikation [1] wurde eine neuartige Zinksulfid Alpha-Szintillationssonde vorgestellt, die einfach auf eine flache Messprobe zu stellen ist. Mit einer kreisförmigen Detektorfläche von 44 cm^2 hatte die Sonde eine Nullrate von ca. 50 iph, was als üblich bis gut galt. Durch sorgfältiges Studium aller Beiträge zur Nullrate, ist es uns gelungen, die Nullrate auf (4 ± 2) iph zu senken. Die erhöhte Empfindlichkeit lässt sich mehrfach nutzen, um
- kleinere Aktivitäten, bzw. Konzentrationen oder Probenmengen zu messen und
- Messzeiten und/oder Standardmessunsicherheiten zu verkleinern.

2. Nullrate

Die Nullrate einer Alpha-Szintillationssonde hat im wesentlichen folgende Beiträge:
1. Netzstörungen, 2. äußere Einstrahlung, 3. interne Störungen, 4. Nullrate der Nullprobe,
5. Restaktivitäten im Zinksulfid, 6. Kontamination der Szintillatorabdeckung, 7. Radon.

Zur trennenden Erkennung der verschiedenen Beiträge nutzten wir die Zeitspektrometrie. Die elektronische Hardware und Firmware der Sonde erlauben es, die Messzeit in Schritten von 1 min zu verändern, die Messung automatisch beliebig oft zu wiederholen, die Ergebnisse auszudrucken und die mathematische Verteilung der Einzelmessungen zu analysieren.

1. Netzstörungen über das Steckernetzteil wurden, bei wiederholten Messungen der Nullrate mit unterschiedlichen Messzeiten durch Abweichungen von der Poissonverteilung bis zur Binormalverteilung, erkannt. Dafür wurden Messungen der Nullrate zu 1, 5, 10, 20, 60 min bis 500-mal wiederholt. Durch Verwendung eines Breitbandfilters vor dem Netzgerät können gelegentliche Netzstörungen weitgehend unterdrückt werden. Manchmal empfiehlt sich auch der Batteriebetrieb mit 3 Monozellen vom Typ LR20.

2. Wird der Detektor auf einen schwachen Bq Cs-137 Flächenstrahler gestellt, erhöht sich die Impulsrate nicht signifikant. Der Effekt wird zur Zeit weiter untersucht. Denkbar ist auch ein Einfluss der Höhenstrahlung auf Teile der Sonde. Da Photomultiplier seit langem und sehr viel verwendet werden ist dazu sicher einiges bekannt, eine Literatursuche ist im Gange..

3. Interne Störungen ausgehend vom Photomultiplier wurden durch Optimierung des elektronischen Nutzsignals über dessen Verstärkung und dessen Trennung von Rauschsignalen durch Setzen einer unteren Schwelle (Diskriminator) verringert. Zudem blieb das Gerät ständig eingeschaltet. Eine Auswahl des Photomultipliers bezüglich der Verwendung von Glas mit sehr niedrigem Gehalt an natürlicher Radioaktivität ist möglich. Die meisten Photomultiplier haben ein Eintrittsfenster mit sehr kleinen Mengen an K, Th und U. Typisch sind insgesamt 50 Gamma-Zerfälle in der Minute, bezogen auf ein Eintrittsfenster von 50 mm Durchmesser und einem Gewicht von 30 g. Die Dunkelzählrate ist im Wesentlichen abhängig von der Verstärkung des Photomultipliers, d.h. von der Photokathode und der Anzahl der Dynodenstufen. Der verwendete Standardtyp 9266KB des Herstellers Electron Tubes Limited stellt diesbezüglich einen guten Kompromiss dar.

4. Als Nullprobe für die Nullrate (Untergrund) wurde anfangs ein Blatt Papier aus der Mitte eines Stapels genommen, bis erkannt wurde, dass der Streichkaolin im Papier, besonders stark in Buntdruck-Glanzpapier, eine messbare Aktivität liefert, weiteres siehe Messbeispiele. Deshalb beziehen wir die Nullrate auf eine Scheibe höchstreinem Halbleitersilizium.

5. Restaktivitäten im Zinksulfid und dessen Kunststoffträger könnten kleine Unterschiede der Nullrate für nominell gleiche Detektoren unter sonst gleichen Bedingungen verursachen.

6. Kontaminationen der Detektorabdeckung wurden durch Erneuerung der leicht austauschbaren äußeren der beiden sehr dünnen, zusammen lichtdichten Folien (Flächenmasse insgesamt < 1 mg/cm^2) behoben.

7. Eine Nullrate von (4 ± 2) iph wird mit dem Detektor auf einer Nullprobe (siehe Ziffer 4) bei einer gemessenen Rn-222 Raumluftkonzentration von ca. 30 Bq/m^3 bei gekipptem Fenster erreicht. Nach Schließen der Energiesparfenster steigt die Raumluftkonzentration auf ca. 130 Bq/m^3 und die Nullrate auf ca. 12 ± 5 iph. Steht der Detektor nicht auf der Nullprobe sondern ist auf die Raumluft gerichtet, steigt die Pulsrate rasch und sinkt wieder wenn der Detektor auf die Nullprobe gestellt wird. Mit dem Detektor auf der Nullprobe und unter radonfreiem Schutzgas wird als Mittelwert von 24 Messungen zu je 1 h die Nullrate von (2 ± 2) iph erreicht.

3. Nachweisgrenze

Messreihen auf höchstreinem Silizium zu 24 x 1 h haben z.B. folgende Impulszahlen:
4, 4, 1, 3, 4, 4, 3, 3, 6, 2, 2, 0, 3, 7, 2, 2, 2, 7, 6, 5, 2, 7, 6, 6, ergo $0 < (4 \pm 2) < 7$ iph und
4, 3, 3, 5, 6, 8, 5, 7, 4, 6, 4, 3, 4, 7, 1, 4, 1, 1, 3, 6, 6, 8, 3, 1, ergo $1 < (4 \pm 2) < 8$ iph.

Mit einem Am-241 Referenzstrahler wurde die Effizienz e = 33 % bzw. der Kalibrierfaktor k = 1/e = 3 Bq/ips bestimmt. Die Nullrate von 4 iph entspricht somit 3,3 mBq auf 44 cm^2 (0,75 Bq/m^2). Deshalb sind 10 mBq auf 44 cm^2 (2 Bq/m^2) in 1 h signifikant nachweisbar. 10 mBq können in 3 x 1 h mit einer Standardmessunsicherheit von 20 % gemessen werden.

Längere Messzeiten werden vorteilhaft in Einzelmessungen zerlegt, denn nach Ausdruck der Einzelwerte bringt die Firmware im Display den kleinsten, den größten und den Mittelwert sowie die Standardmessunsicherheit. Durch die Zeitspektrometrie lassen sich zudem Kontaminationen der Messprobe mit kurzlebigen Radonzerfallsprodukten erkennen und somit Falschmessungen vermeiden.

4. Messbeispiele

Kleine Aktivitäten von Ra-226 in Wasser lassen sich dank der Alphasonde nun auch mit der Glasfaserfiltermethode [2] bestimmen. Dazu wird - wie bei anderen Methoden zur Messung von Ra-226 in Wasser - zunächst gelöstes Rn-222 entfernt und dann im gänzlich gefüllten, verschlossenen Gefäß in drei Wochen der Aufbau von Rn-222 aus Ra-226 abgewartet. Beim Filtrieren werden die kurzlebigen Radonzerfallsprodukte am Glasfaserfilter adsorbiert. Auf dem getrockneten Filter ist Po-214 mit geringer Selbstabsorption (e = 20 %) und wegen der längeren Halbwertszeiten von Pb-214 und Bi-214 für 1 h messbar, und somit 20 mBq Ra-226.

Eine Messreihe von 25 x 1 h auf Buntdruck-Glanzpapier ergab folgende Impulszahlen:
10, 16, 20, 21, 19, 20, 25, 13, 20, 15, 23, 17, 25, 26, 18, 13, 19, 21, 10, 12, 14, 20, 21, 19, 18,
und somit $10 < 18 \pm 4 < 26$ iph, was ca. 3 Bq/m^2 entspricht. Papier, insbesondere Buntdruck-Glanzpapier enthält Streichkaolin und dieser die natürlichen Radionuklide der Uran- und Thoriumzerfallsreihe. Der in der Papierindustrie übliche Streichkaolin DSK 50 enthält gammaspektrometrisch ca. 125 Bq/kg der Th-Reihe (Leitnuklide Pb-212, Ac-228, Tl-208) und ca. 170 Bq/kg der U-238 Reihe (Leitnuklide Pb-214, Bi-214). Von diesem Kaolin ergaben 17 mg auf 44 cm^2 in drei Messungen $28 < 35 \pm 10 < 47$ iph, von derselben Größenordnung wie das Glanzpapier.

Über die Alphasonde zur retrospektiven Bestimmung der Radonexposition durch Messung von Po-210 auf Glasoberflächen von Spiegeln oder Bildern wird in [3] berichtet. Solche Glasoberflächen eignen sich vorzüglich als Alpha-Prüfstrahler und auch für messende Ringversuche. Wir haben auf Spiegeln und Fensterglas bis zu 700 Impulse pro 10 min mit unser Alphasonde gemessen. Dies entspricht ca. 700 Bq/m^2 Po-210 oder ca. 30 kBq/m^3 Rn-222 Exposition über 20 Jahre.

Sicherlich finden sich weitere nützliche Anwendungen und Aufgaben für die Alphasonde mit hoher Empfindlichkeit dank ihrer sehr niedrigen Nullrate. Durch die hohe Empfindlichkeit kann die Alphamessung einer Volumenaktivität, die eine Trennung und Anreicherung des Alphastrahlers erfordert, evtl. durch die einfachere Oberflächenmessung ersetzt werden.

5. Literatur

[1] von Philipsborn, H.; Hoffmann, Chr.; Geipel, R.: A novel alpha probe for NORMs at workplaces. Jahrestagung Fachverband Strahlenschutz, Gmunden 2001, 146-149.

[2] von Philipsborn, H.: Efficient adsorption of waterborne short-lived radon decay products by glass fiber filters. Health Physics 72 (1997) 277-281.

[3] von Philipsborn, H.; Just, G.: Fast retrospective determination of radon exposure with a sensitive alpha scintillation probe. Journal of Radiological Protection, 2005, in press.

Abbildung: Alpha-Szintillationssonde, Höhe 35 cm, Handgriff auf einem Spiegel von 15 cm x 15 cm stehend. Der Handgriff enthält 3 Batterien. Auf der linken Seite des Anzeigeelementes befindet sich der Ausgang für einen Drucker.

EINBINDUNG DES SACHVERSTÄNDIGEN IN DAS VERFAHREN ZUR ERSTELLUNG QUALIFIZIERTER ABFALLGEBINDE UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DER ASPEKTE DES BETRIEBLICHEN STRAHLENSCHUTZES

THE ROLE OF THE INDEPENDENT AUTHORIZED EXPERT IN THE PROCEDURE FOR THE PRODUCTION OF QUALIFIED WASTE PACKAGES WITH SPECIAL CONSIDERATION OF THE ASPECTS OF OPERATIONAL RADIATION PROTECTION

C.Arndt[1], G. Spicher[1]

[1]TÜV NORD EnSys Hannover GmbH&Co.KG, Deutschland

Zusammenfassung *— Die TÜV NORD EnSys Hannover ist sowohl im Auftrag des BfS als auch verschiedener Aufsichtsbehörden als unabhängige Sachverständigenorganisation an verschiedenen Stellen im Ablaufverfahren zur Konditionierung von radioaktiven Abfällen tätig. Sie prüft unter anderem das Konzept, die Fertigung, die Aufstellung, Inbetriebnahme und den Betrieb der Konditionierungsanlagen im Hinblick auf die Einhaltung des Minimierungsgebotes der Strahlenschutz-Verordnung gemäß § 6 StrlSchV. Die Einbindung der TÜV NORD EnSys Hannover wird anhand zweier Beispiele aus dem Rückbau eines Kernkraftwerkes näher illustriert.*

Summary *TÜV NORD EnSys Hannover is an independent technical expert organization that acts on behalf of the BfS as well as on behalf of different regulatory authorities at different points of the process schedule of the conditioning of radioactive waste. TÜV controls amongst other things the installation, the commissioning and the operation of the conditioning facilities in regard of compliance with the precept of minimization according to § 6 of the radiation protection ordinance (StrlSchV). The integration of TÜV NORD EnSys Hannover in this process is presented here with two examples from the dismantling of a nuclear power plant.*

Schlüsselwörter *— Sachverständiger, Abfallbehandlung, Strahlenschutz, Ablaufplan, Verfahrensqualifikation*
Keywords *— Independent Technical Expert, Waste Treatment, Radiation Protection, Process Control Quality Plan, Procedure Qualification*

1. Einleitung

Beim Betrieb und beim Rückbau kerntechnischer Einrichtungen fallen radioaktive Abfälle an, die end- und zwischenlagergerecht konditioniert werden müssen. In der deutschen Strahlenschutzverordnung (vgl. § 74 „Behandlung und Verpackung") wurde festgelegt, dass bei der Behandlung und Verpackung radioaktiver Abfälle zur Herstellung endlagerfähiger Abfallgebinde Verfahren anzuwenden sind, deren Anwendung zuvor das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) zugestimmt haben muss. Neben der Qualifizierung von Konditionierungsmaßnahmen stellt das BfS die Einhaltung der Endlagerungsbedingungen durch die Prüfung der von den Ablieferungspflichtigen vorzulegenden Dokumentationen, durch die Bauartprüfungen von Abfallbehältern und durch die Festlegung von Stichprobenprüfungen an

den Abfallgebinden sicher. Bei seinen Entscheidungen und Kontrollmaßnahmen bedient sich das BfS der Mitwirkung unabhängiger Sachverständiger der TÜV NORD EnSys Hannover.
An der Produktkontrolle sind neben dem BfS auch die Aufsichtsbehörden der Abfallverursacher und der Zwischenlager, die Sachverständigen dieser Behörden, die Abfallverursacher und die in ihrem Auftrag tätigen Dienstleistungsunternehmen sowie die Betreiber der Zwischenlager beteiligt. Auf der Grundlage des Beschlusses des Hauptausschusses des Länderausschusses für Atomkernenergie (LAFAB) vom Dezember 1994 wurden organisatorische und administrative Regelungen zu den Verantwortungsbereichen sowie Aufgaben und Tätigkeiten der Beteiligten festgelegt.
Die TÜV NORD EnSys Hannover GmbH & Co. KG (TÜV NORD EnSys Hannover) ist sowohl im Auftrag des BfS als auch verschiedener Aufsichtsbehörden als unabhängige Sachverständigenorganisation tätig. Im Folgenden soll insbesondere die Einbindung der TÜV NORD EnSys Hannover im Rahmen der atomrechtlichen Aufsicht bei der Konditionierung von radioaktiven Abfällen beschrieben werden, die beim Rückbau eines Kernkraftwerks anfallen. Gekennzeichnet sind diese Tätigkeiten zum einen dadurch, dass ein Großteil der anfallenden Abfälle kraftwerksintern konditioniert wird; zum anderen dadurch, dass auch die Zwischenlagerung der erzeugten Abfallgebinde am Standort des Kraftwerks erfolgt.

2. Verfahrensqualifikation

Die Qualifizierung von Konditionierungsverfahren kann kampagnenunabhängig oder kampagnenabhängig erfolgen. Im so genannten Ablaufplanverfahren wird für eine einzelne Konditionierungskampagne ein Ablaufplan erstellt, der die wesentlichen Arbeitsschritte und Prüfschritte des Vorhabens umfasst. Enthalten sind in dem Ablaufplan sowohl die Regelungen zum Nachweis der End- und der Zwischenlagerungsbedingungen, als auch anlagenspezifische Festlegungen. Ferner werden in dieser Unterlage die Verantwortlichkeiten der einzelnen Beteiligten festgelegt.
Die Prüfung des Ablaufplans erfolgt im Auftrag des BfS; die Ergebnisse werden in einer Verfahrensbeurteilung zusammengefasst. Gemäß dem Beschluss des LAFAB werden bei der Bewertung des Ablaufplans Belange des Strahlenschutzes, der Anlagensicherheit und der Zwischenlagerung berücksichtigt; hierzu erfolgt ein Informationsaustausch mit dem von der atomrechtlichen Aufsichtsbehörde zugezogenen Sachverständigen.
Die Prüfung eines Konditionierungsverfahrens bezieht sich im Rahmen der atomrechtlichen Aufsicht zunächst auf die im Kernkraftwerk zu installierenden Konditionierungsanlagen und die in diesen kerntechnischen Anlagen durchzuführenden Tätigkeiten. Bewertet werden hierbei insbesondere Aspekte des betrieblichen Strahlenschutzes und der Anlagensicherheit. Es wird beispielsweise festgestellt, ob die bestehenden Regelungen zum betrieblichen Strahlenschutz für das vorgesehene Konditionierungsverfahren genügen oder ob Modifikationen und Ergänzungen der bestehenden kraftwerkseigenen Strahlenschutzanweisungen erforderlich sind. Die Errichtung neuer Konditionierungsanlagen wird im Zuge einer Änderungsanzeige beantragt und von der TÜV NORD EnSys Hannover bewertet; hierbei wird auch geprüft, in welcher Form die neue Konditionierungsanlage und das –verfahren in das bestehende Regelwerk eingebunden sind. Sofern erforderlich, werden Kalterprobungen durchgeführt, um Strahlenschutzmaßnahmen erproben und ggf. optimieren zu können. Zielsetzung hierbei ist u.a. die Umsetzung des Minimierungsgebots nach § 6 der deutschen Strahlenschutzverordnung.
In einem zweiten Schritt wird der Ablaufplan auf die Widerspruchsfreiheit zur bestehenden Genehmigung hin geprüft. Der Sachverständige bewertet hierzu den im Ablaufplan festgeschriebenen Verfahrensablauf und stellt fest, ob die für die atomrechtliche Aufsicht erforderlichen Regelungen vollständig getroffen sind und ob sich keine Widersprüche hinsichtlich der

Anforderungen an den betrieblichen Strahlenschutz ergeben. Die im Ablaufplan vorgesehenen Arbeits- und Prüfschritte bewertet er bezüglich des Erfordernisses von begleitenden Kontrollen durch einen unabhängigen Sachverständigen. Er benennt der Aufsichtsbehörde diejenigen Arbeits- und Prüfschritte, bei deren Durchführung er Stichprobenprüfungen durch einen unabhängigen Sachverständigen für erforderlich hält.

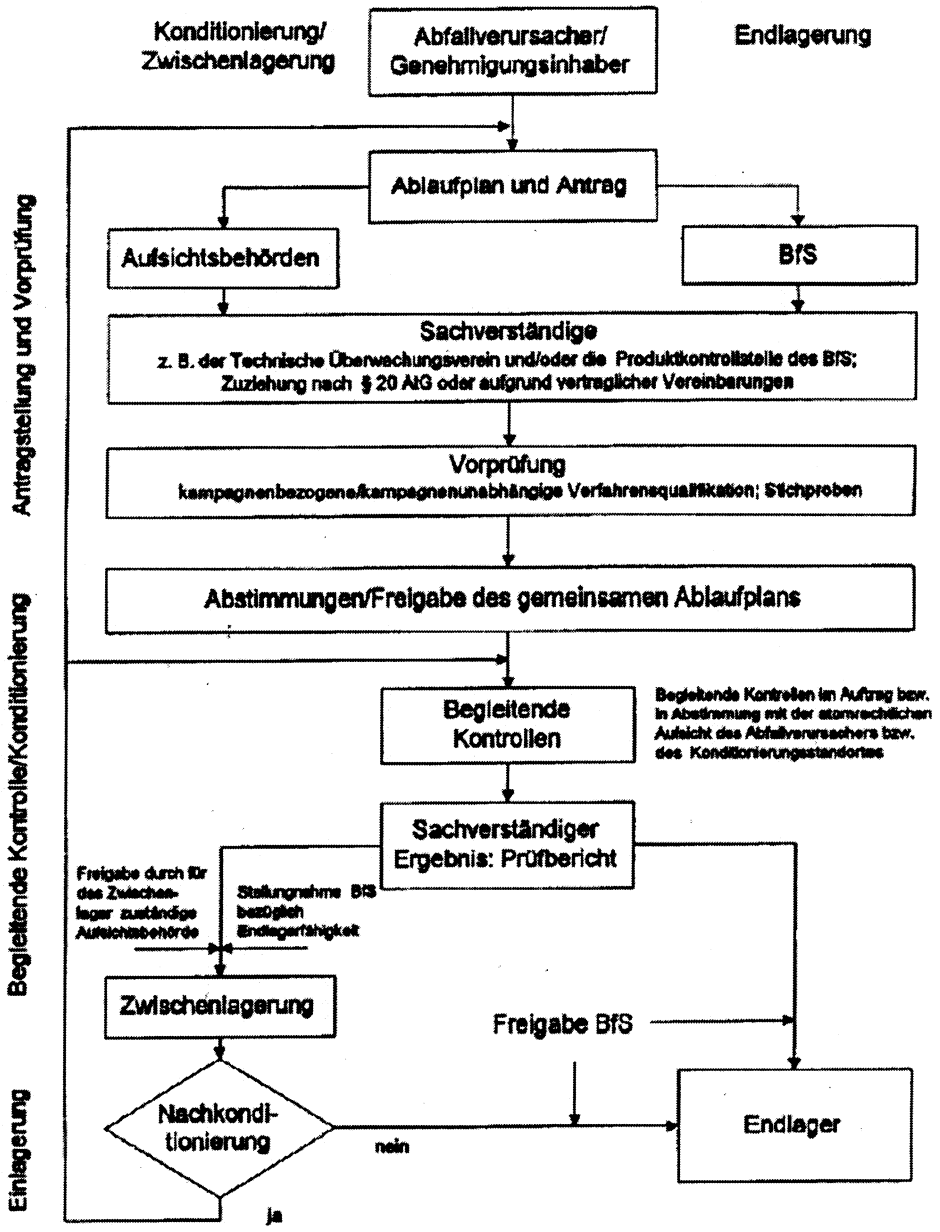


Abb. 1: Ablauf der Produktkontrolle von Abfallgebinden aus kerntechnischen Einrichtungen für ihre Konditionierung, Zwischen- und Endlagerung [1]

Es erfolgt zusätzlich eine Bewertung des Ablaufplans hinsichtlich der für die Zwischenlagerung relevanten Regelungen. Durch die Prüfungen des Sachverständigen wird sichergestellt,

dass im Ablaufplan alle zum Nachweis der Einhaltung der Zwischenlagerbedingungen wesentlichen Arbeits- und Prüfschritte benannt und zielgerichtet festgelegt werden. Ferner wird erreicht, dass alle gemäß den Annahmebedingungen des Zwischenlagers erforderlichen Daten erfasst und die an die Abfallgebinde hinsichtlich einer längerfristigen Zwischenlagerung gestellten Anforderungen nachgewiesen werden. Auch das Erfordernis nach begleitenden Kontrollen bei der Durchführung der einzelnen Arbeits- und Prüfschritte und deren Umfang wird in die Prüfung des Sachverständigen eingeschlossen.
Die Ergebnisse aus der Bewertung des Ablaufplans hinsichtlich der aus der atomrechtlichen Aufsicht und der Zwischenlagerung resultierenden Aspekte wird unter Berücksichtigung und Darstellung der Erfordernisse aus der Prüfung der Endlagerfähigkeit in einer Stellungnahme zusammengefasst und der atomrechtlichen Aufsichtsbehörde übergeben.

3. Begleitende Kontrollen

Während der Durchführung der Konditionierungskampagne erfolgen die Maßnahmen zur Produktkontrolle in erster Linie durch den Abfallverursacher und den Konditionierer, indem sie nachweisen, dass die Vorgaben des Ablaufplans eingehalten und zur Verpackung der Abfallprodukte geeignete Behälter verwendet werden. Bei der Produktkontrolle werden ferner die für die Zwischen- und Endlagerung relevanten Eigenschaften der Abfallprodukte und Abfallgebinde bestimmt. Parallel zu den vom Abfallverursacher und vom Konditionierer durchgeführten Produktkontrollmaßnahmen erfolgen durch unabhängige Sachverständige Kontrollen, deren Art und Umfang sich aus den Vorgaben des BfS und der Aufsichtsbehörden ergeben und im Rahmen der Verfahrensqualifikation festgelegt wurden.
Die begleitenden Kontrollen werden im Auftrag der atomrechtlichen Aufsichtsbehörde durchgeführt. Sie umfassen u.a. die Charakterisierung der Rohabfälle (z.B. Herkunft der Abfälle oder Zuordnung eines Nuklidvektors), die Tätigkeiten zur Konditionierung (z.B. die Einhaltung von Annahme- und Betriebsparametern oder die Dokumentation der Verarbeitung und Verpackung der Abfälle), die Charakterisierung der Abfallgebinde (z.B. die Entnahme und Auswertung von Materialproben, die Durchführung der Aktivitätsbestimmung oder die Erfassung der Gebindedaten) sowie den Nachweis der aus der längerfristigen Zwischenlagerung resultierenden Anforderungen. Unter dem Gesichtspunkt des betrieblichen Strahlenschutzes wird durch die begleitenden Kontrollen sichergestellt, dass alle für die Zwischen- und Endlagerung erforderlichen Arbeiten zielgerichtet durchgeführt und unnötige Tätigkeiten vermieden werden. Zusätzlich zu den im Ablaufplan getroffenen Regelungen wird bei den begleitenden Kontrollen das Augenmerk auch darauf gerichtet, dass die Vorgaben zum betrieblichen Strahlenschutz beachtet werden. Sofern die Konditionierung der Abfälle an externen Einrichtungen erfolgt, wird in die begleitenden Kontrollen eine Prüfung der erstellten Transportdokumentation auf Einhaltung der Annahmebedingungen der externen Konditionierungsstätte einbezogen. Nach Abschluss der externen Konditionierung wird der vom Abfallverursacher dokumentierte Massen- und Aktivitätsfluss bewertet.
Über die Ergebnisse seiner Tätigkeiten im Rahmen der atomrechtlichen Aufsicht berichtet die TÜV NORD EnSys Hannover der zuständigen Behörde in regelmäßig stattfindenden Aufsichtsgesprächen. Bei besonderen Tätigkeiten oder auffälligen Ereignissen wird die Behörde zeitnah durch gesonderte Berichte informiert. Hierdurch wird die Aufsichtsbehörde in ihrer Tätigkeit unterstützt und eine Hilfestellung bei ihrer Entscheidungsfindung geboten.
Zu den Ergebnissen seiner Prüfungen, die endlagerspezifische Fragestellungen betreffen, erstellt der Sachverständige ein Prüfprotokoll (Inspektionsbericht) und übergibt dieses dem im Auftrag des BfS tätigen Sachverständigen. Aufgrund des Umfangs der beim Rückbau anfallenden Abfälle und der Vielzahl von Konditionierungsverfahren hat sich die monatliche Berichterstattung bewährt, wobei jeweils die Ergebnisse für einzelne Konditionierungsanlagen

zusammengefasst werden. Hierdurch ist ein zeitnaher Abgleich der Anforderungen aus Aufsichts-, Zwischenlager- und Endlagerverfahren gegeben; Dosisbelastungen infolge von Kontrollmaßnahmen, die erst später (z.B. bei der Prüfung der Abfallgebindedokumentation) als erforderlich erkannt werden, werden durch dieses Vorgehen vermieden.
Unabhängig von den begleitenden Kontrollen führt der vom BfS beauftragte Sachverständige in größeren Abständen Verfahrensinspektionen aus, bei denen die Übereinstimmung des Konditionierungsverfahrens mit den Vorgaben des jeweiligen Ablaufplans überprüft wird. Bei diesen Inspektionen wird der im Auftrag der atomrechtlichen Aufsichtsbehörde tätige Sachverständige hinzugezogen, so dass Art, Durchführung und Umfang der begleitenden Kontrollen besprochen und gemeinsam bewertet werden können. Dieser Erfahrungsaustausch trägt wesentlich zu einer effektiven Produktkontrolle bei.

4. Dokumentation

Zu den einzelnen Abfallgebinden, die zwischen- oder endgelagert werden sollen, wird eine Abfallgebindedokumentation erstellt, anhand der die für das Abfallgebinde deklarierten Angaben belegt und erläutert werden. Die endlagerspezifischen Teile werden im Auftrag des BfS, die zwischenlagerspezifischen Aspekte im Auftrag der Aufsichtsbehörde des Zwischenlagers geprüft. Durch die im Auftrag der Aufsichtsbehörde durchgeführten Prüfungen wird sichergestellt, dass die Annahmebedingungen des Zwischenlagers eingehalten und die hinsichtlich einer längerfristigen Zwischenlagerung an die Abfallgebinde gestellten Anforderungen erfüllt werden. In diese Prüfungen gehen u.a. auch die Ergebnisse der begleitenden Kontrollen ein. Unabhängig von den Feststellungen des Abfallverursachers wird durch die stichprobenweise erfolgten begleitenden Kontrollen des unabhängigen Sachverständigen bestätigt, dass die Vorgaben des Ablaufplans eingehalten und die in der Abfallgebindedokumentation deklarierten Daten zutreffend dokumentiert wurden.

5. Besonderheiten

Die Tätigkeiten der TÜV NORD EnSys Hannover im Rahmen der atomrechtlichen Aufsicht bei der Erstellung qualifizierter Abfallgebinde sollen an zwei Beispielen näher ausgeführt werden.
Beispiel 1: Brennbare Mischabfälle aus dem Betrieb und Rückbau des Kraftwerks werden zur end- und zwischenlagergerechten Konditionierung an externe Behandlungsstätten abgegeben. Für den Transport dorthin wurden die Rohabfälle früher in Kunststoffsäcke verpackt. Eine Analyse hinsichtlich der Aspekte des betrieblichen Strahlenschutzes zeigte auf, dass die mit der Handhabung der Rohabfälle verbundene Strahlenexposition reduziert werden kann, wenn die Handhabung dieser Abfälle verändert wird. Hierzu wurde vom Abfallverursacher eine Ballenpresse angeschafft, die seit Januar 2004 in Betrieb ist. Beim Verpressen in der Ballenpresse stellt das Pressengehäuse eine Abschirmung

Abb. 2: Typischer Ballen mit brennbarem, radioaktivem Abfall [2]

dar. Die Personendosis wird im Vergleich zum früher praktizieren Evakuieren der Ballen, bei dem das Personal die Abfallballen händisch in der Evakuierungseinrichtung fixiert hat, reduziert. Weiterhin wird bei gleicher Rohabfallmenge, die Ballenzahl reduziert, so dass weniger Ballen gehandhabt werden müssen und auch weniger Transporte durchgeführt werden müssen.

Die TÜV NORD EnSys Hannover hat im Zuge des Genehmigungsverfahrens für die Nutzungsänderung des Raumes die Antragsunterlagen geprüft und Hinweise zur Optimierung des Strahlenschutzes gegeben. Weiterhin hat die TÜV NORD EnSys Hannover den Antrag zum Einsatz der Presse geprüft und die In-Betrieb-Setzung des Arbeitsplatzes begleitet.
Zur Erstellung der Transportdokumentation müssen Daten wie Masse, Dosisleistung und Aktivität zu den Säcken/Ballen erfasst werden. Hier wurde eine weitere Möglichkeit zur Optimierung des betrieblichen Strahlenschutzes erkannt. Während bislang die Aktivität mit einer Gesamt-γ-Messanlage ermittelt wurde, wird nun die Aktivität der Ballen über Korrelationsfaktoren aus der mittleren Ortsdosisleistung mit einem bestimmten Abstand am Abfallballen berechnet. Hier entfällt die Personendosis beim Transport zur Gesamt-γ-Messanlage und bei den Handhabungen an der Messanlage.
In das Verfahren zur Qualifizierung der Korrelationsfaktoren für die Messungen an Ballen mit verpressten brennbaren Abfällen wurde die TÜV NORD EnSys Hannover einbezogen. Das Vorgehen zur Messung und Dokumentation, die festgelegten Korrelationsfaktoren sowie die in einer Strahlenschutzanweisung getroffenen diesbezüglichen Festlegungen wurden im Auftrag der atomrechtlichen Aufsichtsbehörde geprüft. Durch Vergleich der mit der Korrelationsmethode erzielten Messwerte mit Analyseergebnissen an den konditionierten Abfällen wird die Anwendbarkeit des Messverfahrens laufend von der TÜV NORD EnSys Hannover überprüft.
Beispiel 2: Im Rahmen des Rückbaus des Kernkraftwerks Würgassen wird in der Konditionierungsstraße eine große Anzahl von Abfallgebinden mit einer hohen Dosisleistung verarbeitet; in Einzelfällen wird eine Dosisleistung von bis zu 500 Sv/h erwartet. Zur Minimierung der Strahlenexposition sollen diese Gebinde unmittelbar im Anschluss an die Verarbeitung in der Konditionierungsstraße in das Zwischenlager verbracht werden. Um Nachqualifizierungs- und Nachkonditionierungsmaßnahmen, die mit einer zusätzlichen Dosisbelastung verbunden wären, im Anschluss an die Einlagerung der Abfallgebinde in das Zwischenlager zu vermeiden, muss sichergestellt sein, dass alle zur Zwischen- und Endlagerung relevanten Daten erfasst wurden und die Annahmebedingungen des Zwischenlagers erfüllt werden. Diese Forderungen werden durch die Führung eines so genannten Stammdatenblatts erfüllt, in das während der Konditionierung „online“ alle erforderlichen Daten eingetragen werden. Durch begleitende Kontrollen des unabhängigen Sachverständigen werden diese Daten bestätigt und die vom Abfallverursacher auf dem Stammdatenblatt vorgenommenen Eintragungen vor Ort testiert. Obwohl die Einlagerung der Abfallgebinde in das Zwischenlager bereits vor Erstellung und Prüfung der für die Zwischenlagerung erstellten Abfallgebindedokumentation erfolgt, ist durch dieses Prozedere sichergestellt, dass bei der Prüfung der Abfallgebindedokumentation, die bis zu einem halben Jahr nach der Einlagerung der Gebinde in das Zwischenlager vorgelegt werden darf, keine Widersprüche hinsichtlich der Zwischen- und Endlagerfähigkeit der Abfallgebinde festgestellt werden.

6. Danksagung

Wir danken dem Kernkraftwerk Würgassen für die Überlassung von Bildern, Zahlenmaterial und Informationen.

7. Literaturverzeichnis

[1] Reaktor-Sicherheitskommission, Empfehlung „Sicherheitsanforderungen an die längerfristige Zwischenlagerung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle“, 05.12.2002

[2] Kernkraftwerk Würgassen, Bild von einem Abfallballen

SAMMELAKTION FÜR ZEIGER UND ZIFFERBLÄTTER MIT RADIUM- ODER TRITIUMLEUCHTFARBE

COLLECTING CAMPAIGN FOR DIALS AND HANDS WITH RADIUM OR TRITIUM PAINT

M. Hammans, R. Grunder, H. Schällibaum

Schweizerische Unfallversicherungsanstalt (Suva), Bereich Physik, Luzern, Schweiz

Zusammenfassung *— Die Produktion von radiumhaltiger Leuchtfarbe ist in der Schweiz vor beinahe 40 Jahren eingestellt worden. Trotzdem konnten auch in jüngster Zeit grössere Mengen an Zeigern und Zifferblättern mit Radiumleuchtfarbe in den Lagerbeständen von Uhrenbetrieben festgestellt werden. Ausserdem gelangten solche Uhrenbestandteile immer wieder unzulässigerweise ins Altmetall oder in den Kehricht. Folglich hat die Schweizerische Unfallversicherungsanstalt (Suva) in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Gesundheit eine Sammelaktion – die vierte innerhalb von 20 Jahren – organisiert. Das Vorgehen und die gemachten Erfahrungen sollen beschrieben werden.*

Summary *— The production of radium paint has been stopped in Switzerland nearly 40 years ago. Nevertheless high quantities of dials and hands with radium paint could be found in the stocks of watch companies. In addition these parts of watches were thrown away illegally as scrap metal or as rubbish. As a consequence the Swiss National Accident Insurance Fund (Suva) has organized a collecting campaign in collaboration with the Federal Office of Public Health (BAG). It was the fourth one during the last 20 years. The procedure and the experiences will be described in more details .*

Schlüsselwörter *— radioaktive Leuchtfarbe, Uhrenindustrie, radioaktive Abfälle*
Keywords *— radioluminescent paint, watch industry, radioactive waste*

1. Einleitung

Knapp 1 % der in der Schweiz hergestellten Uhren besteht aus Zeigern und Zifferblättern, die mit radioaktiver Leuchtfarbe belegt sind. Dabei werden Zinksulfid- oder Zinksilikatkristalle aufgrund der Strahlung der beigefügten Radionuklide zum Leuchten gebracht. Bis Ende der 60er Jahre verarbeitete man Radium für Leuchtfarbe in den Uhren, danach fast ausschliesslich Tritium. Seit 1992 haben immer mehr Uhrenhersteller auf den Einsatz radioaktiver Leuchtfarbe verzichtet und verwenden stattdessen inaktive Leuchtfarbe. So wurde 2004 verglichen mit 1992, dem Jahr mit dem höchsten Tritiumverbrauch, noch rund 2 % der Tritiumaktivität umgesetzt (Abb. 1).

In der schweizerischen Strahlenschutzverordnung [1] ist festgehalten, dass die Herstellung der radioaktiven Leuchtfarbe wie auch das Belegen der Zeiger und Zifferblätter bewilligungspflichtig sind. Dagegen fallen das Vertreiben, Verwenden, Lagern, Transportieren, Beseitigen, Ein-, Aus- und Durchführen von fertigen Uhren sowie von bis zu 1000 Uhrenbestandteilen mit radioaktiven Stoffen nicht unter die Bewilligungspflicht, wenn

die Uhren den ISO-Normen 3157 und 4168 entsprechen (Art. 125[3]). Seit 1984 darf Radium nicht mehr als Leuchtfarbe bei neu produzierten Uhren verwendet werden.

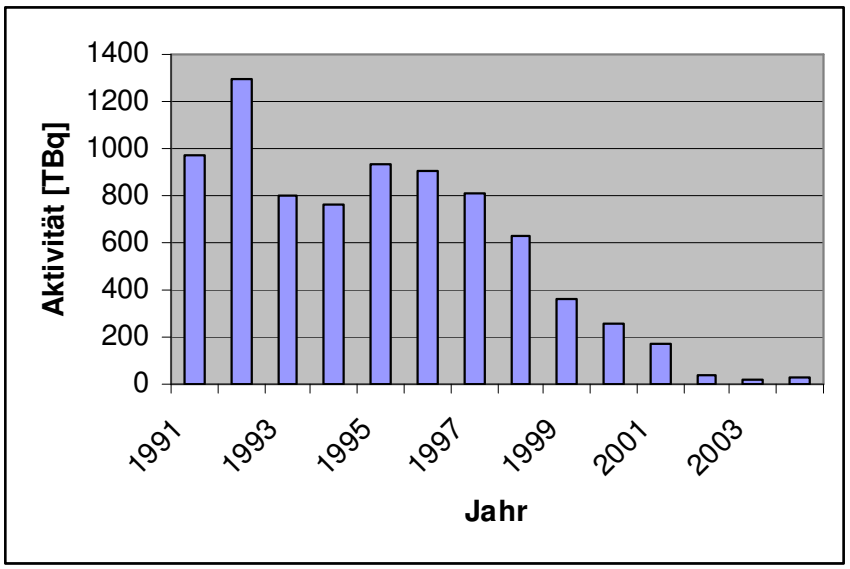


Abb. 1: Jährlich umgesetzte Tritiumaktivität in der Uhrenindustrie

2. Problemstellung

Auch in jüngster Zeit stellte die Suva als Aufsichtsbehörde im Strahlenschutz bei Betriebskontrollen in der Uhrenindustrie Lagerbestände an Zeigern und Zifferblättern mit Radiumleuchtfarbe fest. In einigen Betrieben war man sich der Altlast entweder nicht bewusst oder man hat sie verdrängt. Andere Uhrenhersteller wollten ihren Kunden auch heute noch die Möglichkeit anbieten, defekte Zeiger und Zifferblätter durch Originalbestandteile mit Radiumleuchtziffern zu ersetzen. Ein derartiger Austausch ist aus der Sicht des Strahlenschutzes jedoch nicht gerechtfertigt, da diese vor über 40 Jahren hergestellten Uhrenteile ihre Leuchtkraft mittlerweile längst verloren haben.

Zudem wurden immer wieder radiumhaltige Zeiger und Zifferblätter wie auch Radium-Leuchtpulver im Altmetall und Abfall aufgefunden. Dies war möglich dank den bei Altmetallhändlern, Kehrichtverbrennungsanlagen oder auf Deponien verwendeten Strahlenmessgeräten. Da sich die Radiumkontamination meist über ein grösseres Volumen im angelieferten Gebinde erstreckte, waren die anschliessend durchgeführten Sortierarbeiten arbeitsintensiv und kostspielig.

Aus diesen Gründen hat die Suva in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Gesundheit (BAG) eine Sammelaktion für Zeiger und Zifferblätter mit radioaktiver Leuchtfarbe organisiert. Dabei konnten die Betriebe nebst radiumhaltigen Bestandteilen auch solche abgeben, die mit Tritiumleuchtfarbe versehen waren. Es handelte sich um die vierte Aktion seit 20 Jahren, bei der die Uhrenbetriebe, mit Unterstützung der Behörde, die Abfälle gesetzeskonform und kostengünstig entsorgen konnten.

3. Vorgehen

Im März 2004 wurden rund 400 Betriebe der Uhrenindustrie sowie deren Verbände über die Durchführung der Sammelaktion schriftlich informiert. Davon haben 30 Betriebe bestätigt, dass sie radioaktive Abfälle abgeben wollten. Beim anschliessend erfolgten Betriebsbesuch haben die Strahlenschutz-Spezialisten der Suva eine grobe Bestandesaufnahme vorgenommen, persönliche Schutzmittel sowie verschiedene Blechdosen und Typ A Versandstücke abgegeben. Das Personal wurde instruiert und mit Messgeräten ausgerüstet.

Die Betriebe hatten bis Ende August Zeit, ihre Lagerräume mit z. T. mehreren hunderttausend Zeigern und Zifferblättern auf das Vorhandensein radioaktiver Leuchtfarbe zu durchsuchen. Mit Hilfe von Kontaminationsmessgeräten konnten radiumhaltige Uhrenbestandteile ausfindig gemacht werden. Die mit Tritiumleuchtfarbe versehenen Uhrenteile wurden dagegen anhand der Spezifikationen in der Fabrikationsliste identifiziert. Fehlten diese, mussten die tritiumhaltigen Teile in einem abgedunkelten Raum anhand ihres Leuchtverhaltens aussortiert werden. Die am meisten exponierten Personen wurden einerseits mit Ganzkörper- und Fingerringdosimetern ausgerüstet und andererseits durch Aktivitätsmessungen im Urin überwacht. Die Auswertungen ergaben, dass die überwachten Personen bei ihrer Tätigkeit keine messbaren Dosen akkumuliert haben.

Ab September wurden die abgefüllten Fässer von der Suva abgeholt und zu einem Herstellerbetrieb für radioaktive Leuchtfarbe transportiert. Dort wurde der Inhalt fachgerecht konditioniert und gelangte schliesslich zur Sammelstelle des Bundes für radioaktive Abfälle, dem Paul Scherrer Institut (PSI) in Villigen.

Tabelle 1 fasst die in den Betrieben eingesammelten Mengen an Zeigern und Zifferblättern getrennt nach Nukliden zusammen. Ebenfalls aufgeführt sind die drei vorgängig organisierten Sammelaktionen. Die insgesamt über all die Jahre abgegebenen Aktivitätsmengen entsprechen der von 270'000 mit Radiumleuchtziffern versehenen Uhren und der von 430'000 Uhren, die Tritiumleuchtfarbe enthalten.

Jahr	Zeiger und Zifferblätter mit Radiumleuchtfarbe		Zeiger und Zifferblätter mit Tritiumleuchtfarbe	
	kg	MBq	kg	GBq
2004	270	100	360	6807
1988	32	56	249	13'672
1986	63	140	104	5513
1985	175	699	324	16'961
Total	540	995	1'037	42'953

Tab. 1: Zusammenfassung der in den vier Sammelaktionen als radioaktiver Abfall abgegebenen Aktivitätsmengen der Uhrenindustrie

Die Resonanz der Sammelaktion in der Presse war unterschiedlich. Die Aktion wurde zunächst in einer lokalen Tageszeitung und der Zeitschrift des Arbeitgeberverbands der Uhrenindustrie veröffentlicht. Nach einem Artikel des Spiegels im Herbst 2004 über die Verstrahlung von Bundeswehrsoldaten durch Radiumleuchtfarbe hatte auch eine auflagenstarke schweizerische Sonntagszeitung dieses Thema aufgegriffen und verzerrt wiedergegeben. Es wurde in diesem Zusammenhang von einer geheim durchgeführten Aktion berichtet. Die mit diesem Artikel erzeugte Verunsicherung in der Bevölkerung und der Uhrenbranche führte zu einer temporären Beeinträchtigung unserer Arbeiten.

4. Fazit und Ausblick

Selbst 40 Jahre nach der Einstellung der Produktion von Radiumleuchtfarbe konnten beachtliche Mengen an radiumhaltigen Zeigern und Zifferblätter eingesammelt werden. Das Ergebnis von 1988 wurde sogar übertroffen. Mit dieser Sammelaktion wurden die Uhrenbetriebe motiviert, ihre Lager systematisch zu durchsuchen, Altlasten zu lokalisieren und abzugeben. In dieser Hinsicht darf die Aktion als Erfolg gewertet werden.

Leider stiessen wir bei Nachkontrollen immer noch vereinzelt auf Uhrenbestandteile mit Radiumleuchtfarbe. Es zeigte sich, dass dort die Aussortierung zu wenig gewissenhaft erfolgt ist. Die Suva hat die betroffenen Betriebe verpflichtet, die radiumhaltigen Uhrenteile bis spätestens Ende 2005 zu separieren und über die ordentliche Sammelaktion für radioaktive Abfälle zu entsorgen.

5. Literaturverzeichnis

[1] Strahlenschutzverordnung vom 22. Juni 1994 (StSV)

HANDHABUNG, ZERLEGUNG UND ENTSORGUNG DES MEGAPIE FLÜSSIGMETALL-TARGETS

HANDLING, DISMANTLING AND DISPOSAL OF THE MEGAPIE LIQUID METAL TARGET

Å. Strinning[1]

[1]Paul Scherrer Institut, CH-5232 Villigen, Schweiz

Zusammenfassung *— Im Jahr 2006 soll das reguläre Feststofftarget der SINQ-Anlage in einem einjährigen Experiment durch das MEGAPIE Flüssigmetall Blei-Wismut Eutektikum Target ersetzt werden. Es ist geplant, dieses Target für 200 Tage in der Spallationsneutronenquelle SINQ zu betreiben. Nach dem Betrieb soll das bestrahlte Target zerlegt, analysiert und entsorgt werden.*
Dieser Beitrag gibt einen Überblick über das Konzept für die Überführung des Targets zur Hotzelle der ZWILAG, für dessen Zerlegung zur Entnahme von Materialproben sowie für die Konditionierung in ein endlagerfähiges Abfallgebinde.

Summary *— In the year 2006, the regular solid-state target of SINQ is to be replaced in a one year long experiment by the MEGAPIE liquid-metal lead bismuth eutectic target. It is planned to run this target for 200 days in the spallation neutron source SINQ. At the end of the irradiation the target will be analyzed and disposed. This contribution gives an overview of the concept for the transfer of the target to the hot cell at ZWILAG, for its dismantling in order to withdraw material samples as well as for the conditioning and packing for final storage.*

Schlüsselwörter *— Radioaktiver Abfall, Aktivhandhabung, Transport, Konditionierung, Protonenbeschleuniger, Flüssigmetall-Target*
Keywords *— Radioactive waste, Handling, Transport, Conditioning, Proton accelerator, Liquid metal target.*

1 Einleitung

Seit 1997 ist am PSI die Spallationsneutronenquelle SINQ [1] in Betrieb (siehe Abb. 1). Bis zu 2 mA 590 MeV Protonen treffen hier senkrecht von unten auf ein Schwermetall-Feststofftarget. Die entstehenden Spallationsneutronen werden in einem Schwerwassertank moderiert und zu den einzelnen Experimenten geleitet.
Im Rahmen einer internationalen Kollaboration zu beschleunigerbetriebenen Reaktorsystemen (ADS=accelerator driven systems) soll das Feststofftarget der SINQ in einem Pilotversuch durch ein Flüssigmetall-Target - flüssiges Blei-Wismut-Eutektikum (LBE) - ersetzt werden (MEGAPIE=**Mega**watt **Pi**lot**e**xperiment [2]). Die Funktionsfähigkeit des LBE Targets und das Verhalten seiner Strukturmaterialien sollen geprüft werden. Der Einbau und der voraussichtlich ca. 200 Tage dauernde Betrieb des MEGAPIE Targets sind für das Jahr 2006 vorgesehen. Nach Abschluss des Versuchs sollen bei der SINQ wieder die regulären Feststofftargets eingesetzt werden.

Der vorliegende Beitrag beschreibt die Handhabung, Zerlegung und Konditionierung des bestrahlten und somit aktivierten MEGAPIE Targets. Es stellt das Konzept dar, das in enger

Zusammenarbeit mit den Zuständigen der beteiligten Anlagen erarbeitet sowie nach Bewertung verschiedener Ablaufvarianten als optimale Lösung für die Entsorgung beurteilt worden ist. Die wesentlichen Arbeitsschritte sind wie folgt:

- Targetausbau und Verschiebung ins Targetlager (TL)
- Transport zum Zwischenlager Würenlingen AG (ZWILAG)
- Inspektion und Zerlegung in der Hotzelle der ZWILAG
- Konditionierungsarbeiten in der ZWILAG
- Transport des Probenbehälters zum Hotlabor (HL) des PSI-Ost
- Arbeiten im Hotlabor des PSI-Ost

Die zwei letzten Punkte werden in diesem Papier nicht behandelt.

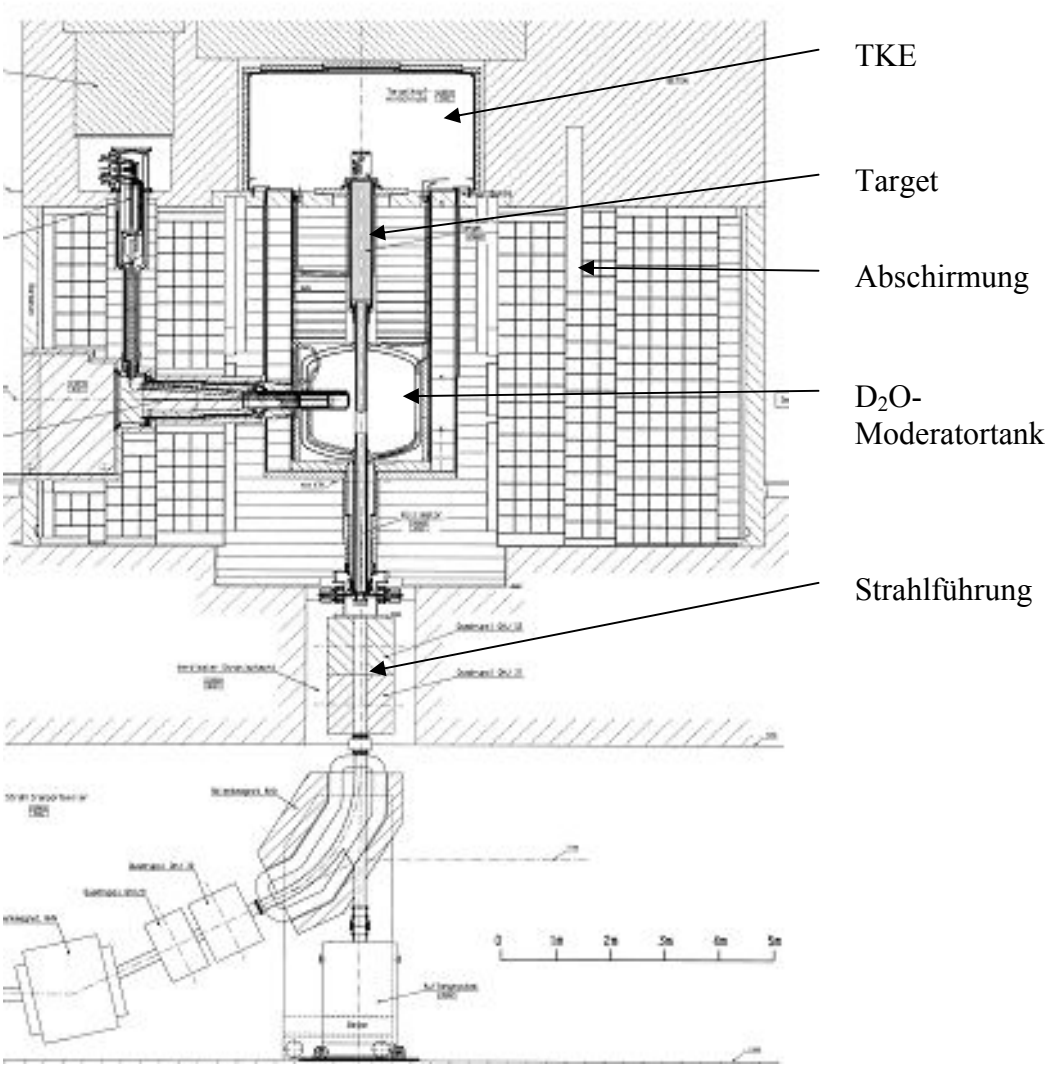


Abb. 1: Schnitt durch die SINQ Anlage.

1.1 Das MEGAPIE Target

Das MEGAPIE Target besteht im Wesentlichen aus einer ca. 5 m langen Stahlflasche in der etwa 90 Liter eines flüssigen Blei-Wismut-Eutektikums (LBE) umgewälzt und gekühlt werden – siehe Abb. 2. Die untere Struktur des Targets besteht aus einer doppelwandigen schwerwassergekühlten Targetschutzhülle (AlMg3) und einer Stahlhülle in der das LBE umgepumpt wird. Im Targetoberteil, der zu ca. 90% aus rostfreiem Stahl besteht, befinden sich ein Wärmetauscher und eine elektromagnetische Pumpe für das LBE. Im Wärmetauscher des Targets wird das LBE über einen Ölkreislauf gekühlt.
Tab. 1 gibt eine Aufstellung der im MEGAPIE Target verwendeten Materialien.

Tab. 1: Aufstellung der im MEGAPIE Target verwendeten Materialien.

Materialien	Gewicht [kg]
AlMg3	45
Rostfrei 316 L	1568
T91	39
Cu	20
Normalstahl	34
Densimet	79
Keramik	4
Quartz	3
Compound	15
LBE	940

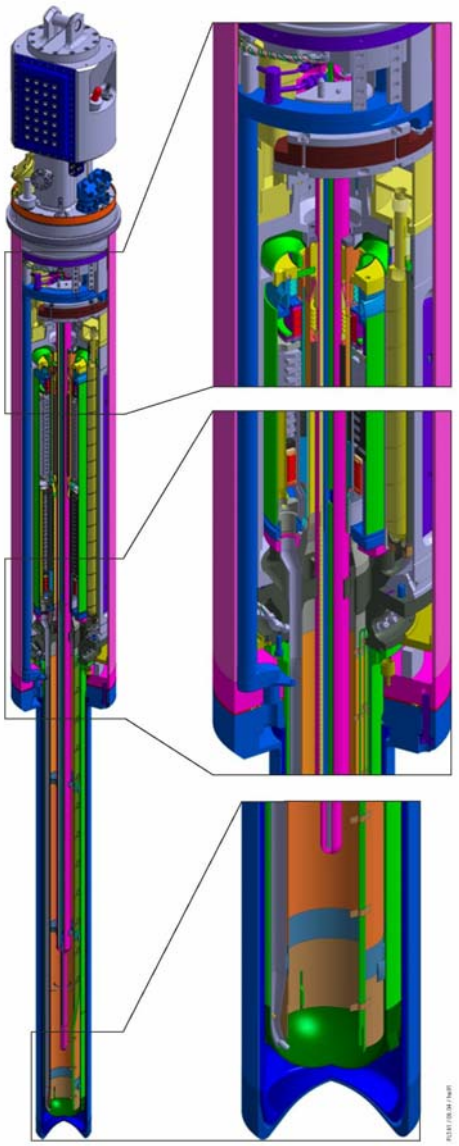


Abb. 2: Schematische Darstellung des MEGAPIE Targets.

1.2 Aktivitätsinventar und Berechnungen

Das MEGAPIE Target wird in einem gemischten Strahlungsfeld von Protonen, schnellen und thermischen Neutronen sowie Pionen aktiviert werden. Einen Grossteil der Aktivierung macht das LBE aus, in dem der Protonenstrahl gestoppt wird. Da das LBE umgepumpt wird, wird die Aktivität gleichmässig im ganzen Volumen von 90 Liter verteilt sein.
Im Gegensatz dazu werden die Strukturmaterialien im unteren Bereich des Targets stärker aktiviert sein, als im oberen Bereich des Targets. Abb. 3 zeigt den zeitlichen Verlauf der Gesamtaktivität der Strukturmaterialien und des LBE.

Die Berechnung des Nuklidinventars der einzelnen Komponenten des MEGAPIE Targets wurde mit Hilfe des Monte-Carlo Teilchentransportprogrammes FLUKA [3] und dem Buildup/Zerfallsprogramm ORIHET [4] berechnet [5].
Die Dimensionierung von Abschirmungen wurde mit Microshield berechnet [6].

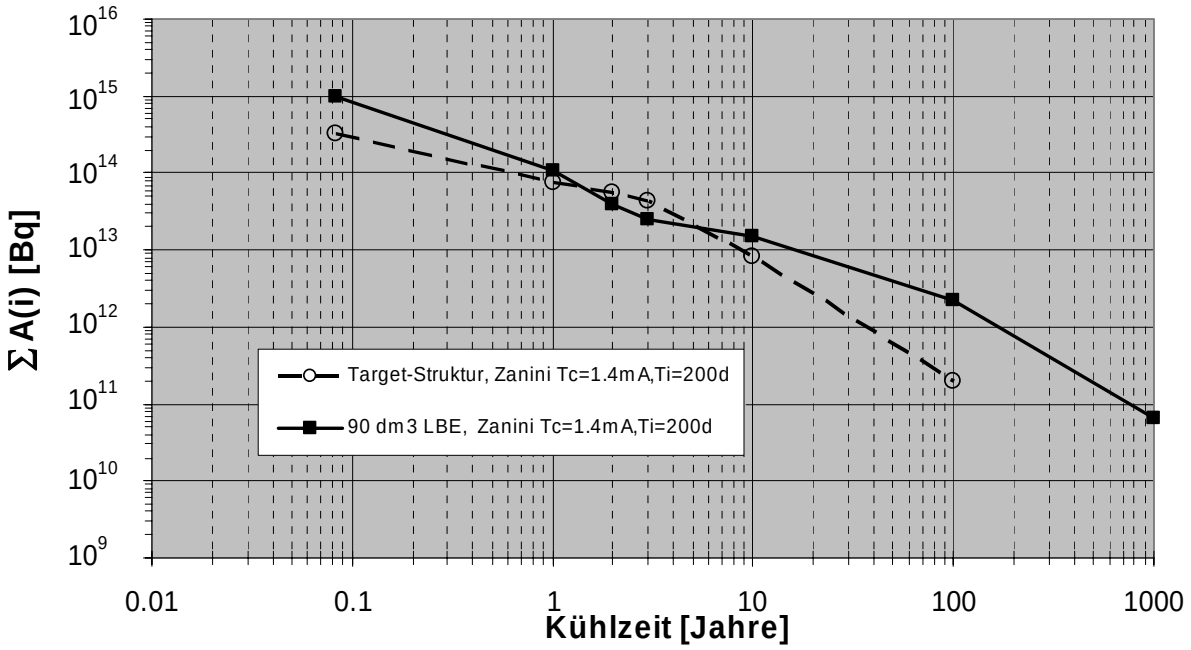


Abb. 3: Verlauf der Aktivität der Strukturmaterialien (gestrichelt) und des LBE (durchgezogen) als Funktion der Kühlzeit. Die Daten wurden in [5] berechnet.

2 Ausbau des MEGAPIE Targets

Nach Abschalten des Protonenstrahls verbleibt das MEGAPIE Target noch zirka 30 Tage in der Bestrahlungsposition. In dieser Zeit wird das LBE kontrolliert eingefroren. Zudem wird ein Abklingen der kurzlebigen radioaktiven Nuklide ermöglicht.
Die Zerfallswärmeleistung im Target nach dieser Zeit wurde zu 300 W berechnet. Ein spontanes Schmelzen des LBE während den weiteren Handhabungen kann bei dieser Wärmeleistung ausgeschlossen werden (Schmelztemperatur LBE = 123 °C). Alle Kühlkreisläufe und das Covergas System werden entleert, gespült und getrocknet. Zuleitungen zum Target und Hilfssysteme werden entfernt. Die Infrastruktur für den Ausbau wird im TKE (siehe Abb. 1) und im Targetlager (TL) installiert.

Der Ausbau und die Verschiebung des Targets ins TL erfolgt mit der SINQ-Wechselflasche (siehe Abb. 4) nach dem Verfahren, das beim Ausbau konventioneller Feststofftargets angewandt wird.
Nach dem Einfahren des Targets in eine der Lagerpositionen des TL, werden Wechselflasche und Infrastruktur entfernt und das TL geschlossen. Es ist vorgesehen, dass das MEGAPIE Target für etwa 8 Monate (aus betrieblichen Gründen) unter doppeltem Einschluss und aktiver Kühlung im TL verbleibt. Danach erfolgt die Überführung zur Hotzelle der ZWILAG.

Abb. 4: Die SINQ Wechselflasche.

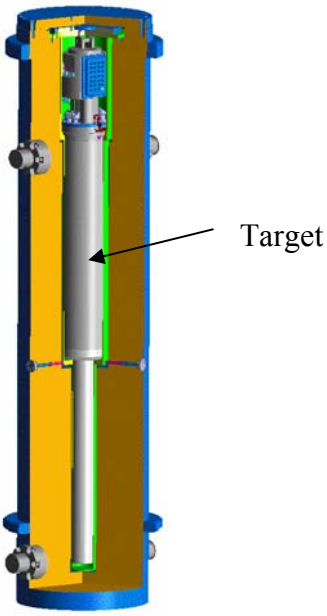


Abb. 5: Konzeptstudie des Transportcontainers.

3 Überführung des MEGAPIE Targets vom TL zur Hotzelle in der ZWILAG

Aus betrieblichen Gründen ist eine Zerlegung des MEGAPIE Targets in der Hotzelle im PSI-West nicht möglich. Daher muss das Target zur Konditionierung in die Hotzelle der ZWILAG gebracht werden.
Für die Überführung des Targets vom PSI-West zur ZWILAG wird ein spezieller Transportcontainer aus Stahl gebaut werden (siehe Abb. 5). Dieser Container besteht aus zwei Teilen. Der innere ist ein Kontaminationsschutz während der äussere zur Abschirmung dient. Der Transportcontainer ist derart konzipiert, dass ein Andocken an der Hotzelle in der ZWILAG möglich ist.
Das MEGAPIE Target wird mit der SINQ-Wechselflasche und mit Hilfe von temporär bereitgestellten Aufbauten vom Targetlager zum Transportcontainer verschoben. Anschliessend wird der Transportcontainer auf ein Transportfahrzeug verladen und zur Hotzelle in der ZWILAG transportiert.

Der Transport von PSI-West zur ZWILAG führt über die Aare-Brücke etwa 1 km auf öffentlicher Strasse und unterliegt deshalb den gesetzlichen Bestimmungen für den Transport radioaktiver Stoffe (Klasse 7) gemäss ADR/SDR [7]. Die ZWILAG übernimmt dabei die Aufgaben des Beförderers und wird den gesamten Ablauf in Bezug auf Qualitätssicherung begleiten.
Da der aus dem berechneten Nuklidinventar (9 Monate Kühlzeit) des MEGAPIE Targets abgeleitete A2-Wert zirka 3000 beträgt (was für einen regulären Transport einen Typ B Behälter erfordern würde), wird das PSI von der Möglichkeit Gebrauch machen die Beförderung des MEGAPIE Targets gemäss ADR Kap 1.7.4 als Transport mit Sondervereinbarung bei der HSK zu beantragen.
Zusätzlich wird (gemäss ADR Kap 1.10) auf Grund des hohen Gefahrenpotentials des MEGAPIE Targets ein Sicherungsplan erstellt werden.

Das PSI wird ein formelles Gesuch für diesen einmaligen Transport einreichen, worin die kompensatorischen Massnahmen – sowohl technische wie auch organisatorische – für die nicht erfüllten ADR/SDR Anforderungen beschrieben sein werden. Insbesondere betrifft dies die Zertifizierung durch den Nachweis der Unversehrtheit des Transportcontainers nach dem Falltest (aus 9 Meter Höhe), Wassereintauchprüfung, Falltest auf einen Dorn, und Erhitzungsprüfung.

4 Zerlegung des Megapie Targets

In der Hotzelle der ZWILAG wird in einem ersten Schritt das Target in Teilstücke zertrennt wovon etwa 92 % direkt verpackt und endkonditioniert werden. Die restlichen etwa 8 % der Stücke sollen zu einem späteren Zeitpunkt, nach Rücktransport zum PSI-Ost, in den Hotzellen des Hotlabors zu Proben weiterverarbeitet werden. Der dabei anfallende radioaktive Abfall (etwa 100 kg Strukturmaterial und 120 kg LBE, das teilweise ausgeschmolzen werden muss) einspricht etwa 15% der Gesamtaktivität des MEGAPIE Targets und soll mit anderen Hotlabor-Abfällen über einen separaten Pfad entsorgt werden.

Als erstes wird das Target in die Hotzelle eingeschleust indem der Transportcontainer (TC1) nach den üblichen Prozeduren der ZWILAG unter die Hotzelle transportiert und an einer der Schleusen angedockt wird. Das Target wird dann mit dem Hotzellenkran in die Zelle eingezogen (siehe Abb. 6).

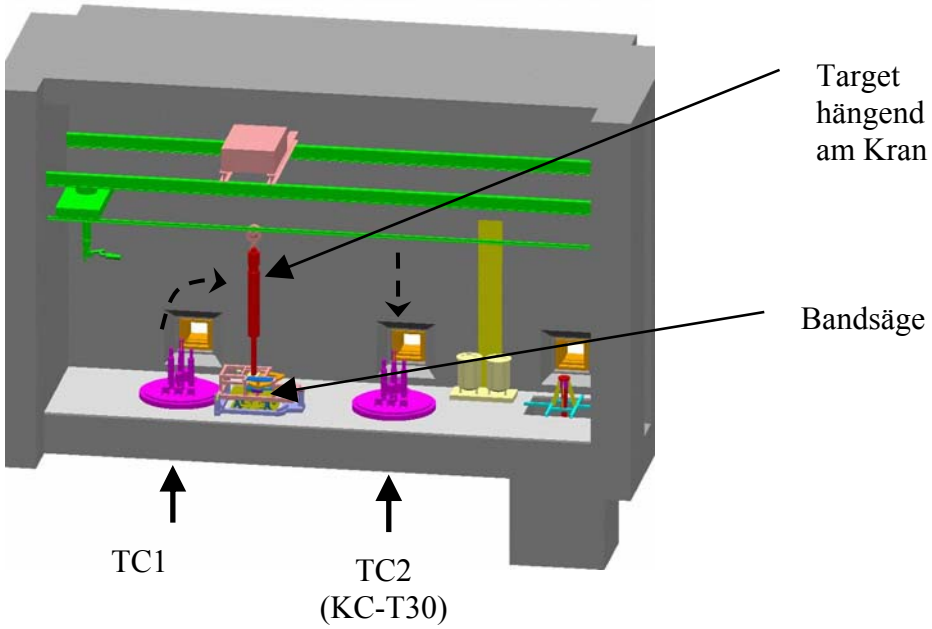


Abb. 6: Hotzelle der ZWILAG. Das Target wird mit dem TC1 eingeschleust, die Abfallstücke (in Primärbehältern) werden in einem Container TC2 (Typ KC-T30) ausgeschleust.

Vor der Zerlegung muss die Targetschutzhülle entfernt und das Target im unteren Bereich freigelegt werden. Zu dem Zweck wird das gesamte Target am Kran hängend in ein Aufnahmegestell eingesetzt und die Schrauben am Flansch der Schutzhülle mit einem fernbedienbaren Schraubwerkzeug entfernt. Danach wird das Target mit dem Kran angehoben, so dass nur die Targetschutzhülle im Aufnahmegestell verbleibt.

Die eigentliche Zerlegung erfolgt mit einer speziell entwickelten Trennvorrichtung mit integrierter Bandsäge. Das Target hängt dabei vertikal am Hotzellenkran und wird lediglich im Trennbereich festgeklemmt. Das Target wird so – samt eingefrorenem LBE - Stück für Stück von unten her zersägt. Das Sägen erfolgt ohne Kühlmittel, Späne werden mit einem Saugsystem gesammelt. Die geplanten Schnittstellen sind in Abb. 7 durch vertikale Markierungen angedeutet.
Das Target wird zuerst bis zum Befestigungsflansch der Targetschutzhülle in 7 Teilstücke zersägt. Anschliessend wird die Schutzhülle wieder befestigt, und das verbleibende Target zersägt.

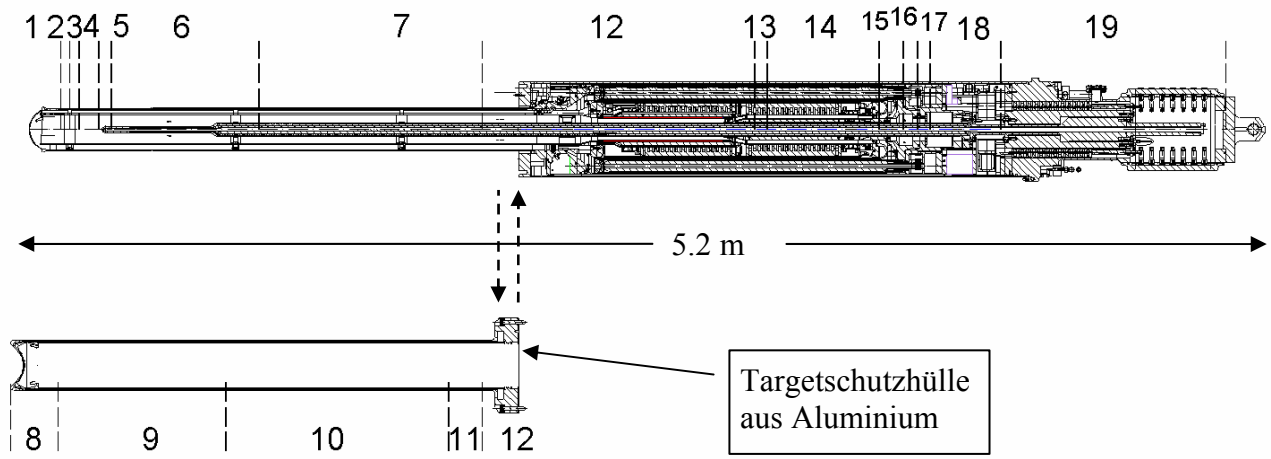


Abb. 7: Geplante Schnitte am MEGAPIE Target.

5 Verpackungsmassnahmen und Hohlraumverfüllung in der ZWILAG

Die Teilstücke werden von Spänen gereinigt und in Primärbehälter möglichst dicht verpackt (siehe Abb. 8). Die Primärbehälter bestehen aus Stahl, haben eine zylindrische Form und sind, wo notwendig, durch Bleiabschirmung ergänzt. Primärbehälter, die eingefrorenes LBE und Aluminiumteile enthalten, werden mit einem Deckel versehen und in der Hotzelle fernbedient dicht verschweisst. Dadurch wird einerseits die Bildung von Wasserstoff bei Kontakt von Aluminium und Zement während der Hohlraumverfüllung des Containers unterbunden und andererseits ein dichter Einschluss gegen Verbreitung von Kontamination durch α-Strahler gewährleistet.
Die Primärbehälter werden dann im Container TC2 (PSI-Standard Betoncontainer, Typ KC-T30) eingebracht, der an einer der Hotzelle-Schleusen angedockt ist (siehe Abb. 6).

Nach dem Verschliessen mit einem Deckel, kann der Container aus dem Hotzellenbereich zur benachbarten „Umladebucht“ der ZWILAG transportiert werden. Dort kann die Zementierung fernbedient erfolgen. Das PSI strebt an, dass zu diesem Zeitpunkt eine ELFB (Endlagerfähigkeitsbescheinigung) vorliegt, so dass die Hohlraumverfüllung und das Anbringen bzw. Untergiessen des Deckels (=Endkonditionierung) direkt ohne vorherige Lagerung erfolgen kann. Dieses Gebinde wird spätestens nach ca. 15 Jahren ein transportfähiges IP2-Gebinde darstellen. Die spezifische α-Aktivität wird nach etwa 10 Jahren unter den Grenzwert für α-toxische Abfälle (20 kBq/g) gefallen sein.

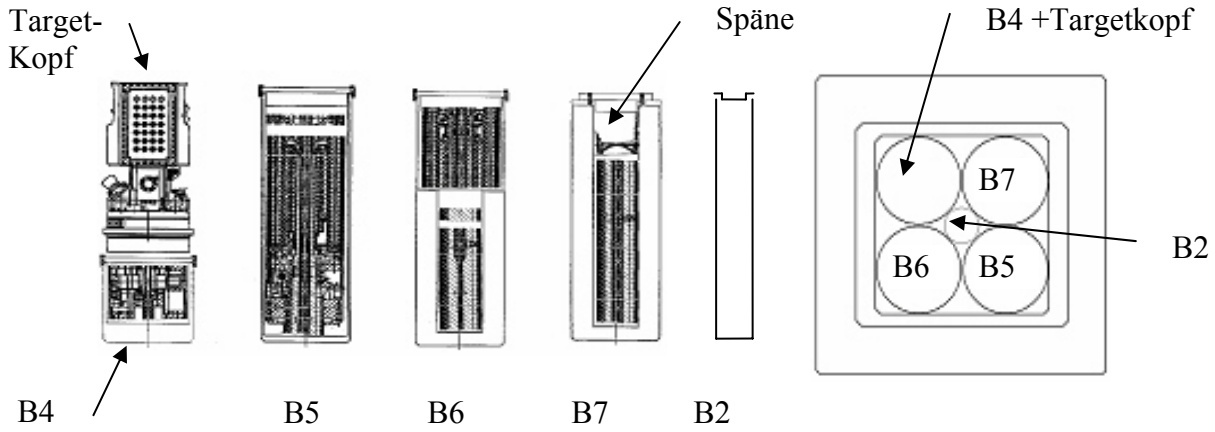


Abb. 8: Links: Primärbehälter mit Teilstücken des MEGAPIE Targets. Rechts: Befüllter TC2 (Typ KC-T30).

Nach der Endkonditionierung wird das Gebinde im Mittelaktiv Lager (MAA) der ZWILAG für ca. 1 bis 2 Jahre temporär untergebracht bis der Transport ins Bundeszwischenlager des PSI (BZL) erfolgen kann. Eine direkte Lagerung im BZL ist wegen dem hohen Gefahrenpotenzial nicht möglich. Nach neuesten Berechnungen der Folgedosen für die Bevölkerung nach einem Flugzeugabsturz [8], wird die Lagerung im BZL nach etwa 2 Jahren (3 Jahre nach Ende der Bestrahlung) möglich werden.

6 Literaturverzeichnis

[1] W.E. Fischer, SINQ-The Spallation Neutron Source, a new Research Facility at PSI, Physica B 234-236, p. 1202, (1997).

[2] G. S. Bauer, M. Salvatores und G. Heusener, MEGAPIE, a 1 MW pilot experiment for a liquid metal spallation target, J. Nucl. Mat 296, p. 17, (2001).

[3] A. Fasso et al., in Proceedings of the Monte Carlo 2000 conference, Lisbon, Springer-Verlag Berlin, p. 159, (2001).

[4] F. Atchison und H. Schaal, ORIHET3 – Version 1.12 A Guide for Users, (2001).

[5] L. Zanini, Monte Carlo calculations of MEGAPIE target activation, (Entwurf Mai 2005) und persönliche Mitteilung, (2005).

[6] Microshield, Version 6.10, User's Manual, AREVA, Framatome ANP Inc, (Aug. 2004)

[7] Bundesamt für Strassen, Europäisches Übereinkommen über die internationale Beförderung gefährlicher Güter auf der Strasse (ADR), (1.1.2005).

[8] U. Ehrlicher, H. F. Beer, Aktivieren schwerer Elemente bei Experimenten: Spätere Zwischenlagerung und Entsorgung, wird im Tagungsband der 37. Jahrestagung des Deutsch-Schweizerischen Fachverband für Strahlenschutz e. V. publiziert, (2005).

DER NEUE FREIGABEMESSPLATZ LB 2050: KALIBRIERUNG UND EINSATZ IN DER ROUTINE

Alfred Klett[1], Ulrich Jäger[2]

[1]Berthold Technologies, Postfach 100163, 75312 Bad Wildbad
[2]Klinikum Stuttgart, Klinik für Nuklearmedizin, Kriegsbergstrasse 60, 70174 Stuttgart

Zusammenfassung *— Berthold Technologies hat einen neuen Messplatz zur Durchführung von Freigabemessungen nach §29 Strahlenschutzverordnung entwickelt. Die Messkammer mit einem Volumen von 150 Litern ist gegen externe Strahlung mit einer 5 mm starken Pb-Schicht abgeschirmt. Sechs großflächige mit Xenon gefüllte Proportionalzähler messen Beta- und Gamma-Strahlung. Durch die angenäherte 4 π-Geometrie wird eine hohe Empfindlichkeit und eine relativ gute Unabhängigkeit von der räumlichen Radioaktivitäts-verteilung im Probengebinde erreicht. Das Gewicht wird über eine integrierte Waage automatisch ermittelt. Die Messdaten werden von einem PC erfasst, ausgewertet und in einer Datenbank abgelegt. Der Monitor wurde mit einigen häufig in der Nuklearmedizin verwendeten Nukliden kalibriert. Die Nachweisgrenzen liegen selbst bei kurzen Messzeiten deutlich unter den Grenzwerten. Der Monitor ist im Katharinenhospital in Stuttgart seit dem Sommer 2004 im Routineeinsatz und es wurden dort seitdem bereits über 3500 Gebinde freigemessen.*

Summary *Berthold Technologies designed a new Nuclear Waste Monitor for clearance measurements according to §29 of the German radiation protection ordinance. The monitor has a sample volume of 150 liters, which is shielded against ambient background by a 5 mm lead shield. Six large sealed xenon filled proportional counter tubes detect beta- and gamma radiation. The approximate 4 π geometry provides a high sensitivity and a relatively good uniformity with regard to inhomogeneities in spatial radioactivity distributions. The weight is automatically determined through a built-in load cell scale. A personal computer acquires and analyses the measured data and stores them in a database. The device was calibrated with several radionuclides which are frequently used in nuclear medicine. Minimum detectable activities are well below clearance levels even with short measuring times. The Katharinen-Hospital in Stuttgart started routine clearance measurement operations in the summer 2004 and processed already more than 3500 samples.*

Schlüsselwörter *— Freigabe, Freigabemessung*

Keywords *— Clearance, Nuclear Waste Monitor*

1. Einleitung

Die Regelung der Freigabe in §29 der Strahlenschutzverordnung [1] gibt über die Festlegung der Prozedur und der Grenzwerte auch für Hersteller einen klaren Rahmen für die Anforderungen an Messgeräte zur Freigabemessung. Dies gab für Berthold Technologies den Anstoß zu dieser Neuentwicklung.

2. Beschreibung Freigabemessplatz LB 2050

Der Freigabemessplatz LB 2050 besteht aus einer fahrbaren Einheit mit einer Messkammer mit 150 Litern Probenvolumen, einer darauf aufgesetzten Interface-Box und einem marktüblichen Personal Computer mit einer speziell entwickelten Software zur Freigabemessung. Eine Abschirmung aus 5 mm Blei reduziert den Einfluss externer Strahlung. Der Messplatz kann nach Voreinstellung auf automatischen Betrieb auch von ungeschultem Personal betrieben werden. Status und Ergebnis werden an der Interface-Box über vier Lampen mit verschiedenen Farben eindeutig und klar angezeigt und die Bedienung erfolgt über die Start/Stop Funktionstaste. Zustandsinformationen über Probenbeladung, Probengewicht, Gültigkeit von Nulleffektswerten usw. wird vom Programm automatisch aufgenommen und überprüft. Ein erfahrener Benutzer kann das System auch direkt vom PC aus bedienen und umfangreiche Software-Tools nutzen. Die Messkammer wird über einen Gebindeschieber mit den Abfallgebinden ergonomisch und leicht be- und entladen.

Die Messkammer ist zur Erfassung von Beta- und Gamma-Strahlung auf allen sechs Seitenflächen von großflächigen Proportionalzählern umgeben. Die abgeschmolzenen Detektoren sind mit Xenon gefüllt und die empfindliche Messfläche beträgt für die Seitendetektoren 2000 cm² und für die Detektoren oben und unten jeweils 1000 cm². Die Eintrittsfenster der Zähler sind mit einem Schutzgitter mit 80% geometrischer Transmission gegen Beschädigung geschützt. Durch die angenäherte 4π - Geometrie wird eine hohe Empfindlichkeit und eine relativ gute Unabhängigkeit von der räumlichen Radioaktivitätsverteilung in Probengebinden erreicht. Jeder Detektor hat eine interne Hochspannungsversorgung und einen Vorverstärker mit Diskriminator. Die Signale gelangen über die Interface-Box und über eine Zählerkarte im PC zur Weiterverarbeitung durch den Rechner.

3. Softwarefunktionen

Das Software-Programm läuft unter Windows XP oder Windows 2000 und speichert die Messdaten und Ergebnisse in einer Access-Datenbank. Hierdurch werden evtl. erforderliche Anpassungen im Verwaltungs- und Datenspeichersystem leicht realisierbar. Die Software umfasst u.a. folgende Funktionen:

- Benutzerverwaltung, Benutzeranmeldung, Password geschützter Zugang
- Parametrierung
- Kalibrierung (durch besonderes Password geschützt)
- Nulleffektsmessung
- Identifikation Gebinde/ Probe
- Freigabemessung, Protokollierung, Ausdruck über Etikettendrucker
- Datenbank (Speicherung, Sortierung, Filterung und Bilanzierung)
- Ausfallüberwachung und Fehlererkennung

4. Kalibrierung

Es wird derzeit in der Praxis mit einer Vielzahl von unterschiedlichen Gebinden gearbeitet und es gibt keine etablierten Standards. Die Abfallmatrix besteht häufig aus leichten Materialien geringer Dichte in lockerer Zusammensetzung, kann aber auch davon stark abweichen. Kalibrierungen des Monitors müssen vom Anwender für die verwendeten Gebinde mit den jeweiligen Radionukliden in einer repräsentativen Abfallmatrix selbst

durchgeführt werden. Berthold Technologies verwendet für die Prüfung der Geräte und zur Ermittlung reproduzierbarer Messergebnisse einen Absorbermodul aus PU-Leichtschaum mit den Abmessungen 42 × 60 × 42 cm³ (B × H × T). Der Modul hat ein Volumen von 106 Litern und ein Gesamtgewicht von 13.6 kg. Strahlungsquellen können auf Alu-Schubladen in verschiedenen Positionen eingebracht werden. Die Absorptionswirkung des Moduls ist näherungsweise isotrop. Zur Kalibrierung kann ein Referenzgebinde mit Strahlungsquelle – etwa der vorher beschriebene Absorbermodul - nacheinander in einer vorwählbaren Anzahl von Messpositionen gemessen werden. Die Ausbeute eines Detektors wird als Mittelwert aller Positionen berechnet. Dadurch wird über räumliche Unterschiede in der Verteilung des Strahlungsfeldes gemittelt.

Ergebnisse von Kalibrierungen mit diesem Modul sind in Tab. 1 zusammengefasst. Die mittlere Ausbeute eines Detektors mit einer unabgeschirmten Punktquelle im Zentrum des Messvolumens wird als ε_o bezeichnet. Die mittlere Ausbeute eines Detektors mit einer Punktquelle im Zentrum des Absorbermoduls wird als $\varepsilon_{Absorber}$ bezeichnet. Die mit Q bezeichnete Abschwächung durch den Absorbermodul beträgt für harte Beta-Strahlung mehr als eine Größenordnung. Die Emissionen der in der Nuklearmedizin üblichen Photonenstrahler mit Energien von einigen hundert keV werden dagegen nur unwesentlich absorbiert. Manchmal wird die Detektionsausbeute durch Streuprozesse im Absorbermaterial sogar angehoben. Die Nachweisgrenzen (MDA) liegen deutlich unter den Grenzwerten der Strahlenschutzverordnung für die unbeschränkte Freigabe [1]. Sie wurden für Messzeiten von 2 min für eine Probe und 5 min für den Nulleffekt berechnet.

Tab. 1: Mittlere Ausbeuten und Nachweisgrenzen

Nuklid	ε_o	$\varepsilon_{Absorber}$	Q	MDA [Bq]	MDA [Bq/g]	Grenzwert [Bq/g]
^{57}Co	0.412%	0.432%	0.95	1114	0.08	100
^{90}Sr+^{90}Y	4.152%	0.293%	14.2	1081	0.08	2
^{99m}Tc	0.426%	0.406%	1.05	1005	0.07	100
^{111}In	0.786%	0.636%	1.24	631	0.05	100
^{125}I	0.817%	0.483%	1.69	981	0.07	3
^{131}I	0.161%	0.178%	0.91	2119	0.16	2

5. Freigabemessung in der Routine im Katharinenhospital

Seit dem 1. September 2004 verwendet die Klinik für Nuklearmedizin des Klinikums Stuttgart zur Freimessung von Gebinden mit radioaktivem Abfall den Freigabemessplatz LB 2050 in der Routine. Es wurden bereits mehr als 3500 Messungen mit den Nukliden ^{11}C, ^{18}F, ^{67}Ga, ^{68}Ga, ^{89}Sr, ^{90}Y, ^{99m}Tc, ^{111}In, ^{123}I, ^{131}I, ^{169}Er und ^{186}Re durchgeführt.

Für die tägliche Routine hat sich folgender Ablauf bewährt:

- Die **Einlagerungsmessung** wird am Tag der Einlagerung durchgeführt. Das Gebinde wird mit einem Etikett versehen, dessen Ausdruck direkt aus dem Programm gestartet wird. Es enthält die Daten und die Namen der für das Schließen und die Messung des Gebindes verantwortlichen Mitarbeiter oder Mitarbeiterinnen (Abb. 1).

- Die **Auslagerungsmessung** wird am Tag der berechneten Auslagerung oder später durchgeführt. Bei Unterschreitung des Grenzwerts erfolgt Freigabe zur Entsorgung, andernfalls Wiederholung der Auslagerungsmessung zu einem späteren Zeitpunkt.
- Die **Entsorgung** erfolgt an fest definierten Terminen. Die Gebinde verbleiben bis zu diesen Terminen in den Regalen.

Im Klinikum kommen fünf verschiedene Gebinde zum Einsatz: eine große Tonne, eine kleine Tonne, ein Wäschesack, eine spezielle Tonne mit kontaminierten Putz-Lappen und ein Gebinde für den Kanüleneinwurf. Die Lagerung erfolgt in einen Müllbunker mit 5 Lagerräumen, die jeweils maximal 25 Regale mit 3 Böden und 6 Stellplätzen pro Boden enthalten.

Parallel zur Messung mit der Gerätesoftware läuft eine vom Benutzer entwickelte Visual-Basic Anwendung. Diese liest aus der Accessdatenbank die Daten der gemessenen Gebinde mithilfe einer SQL-Abfrage aus und überträgt sie auf eine benutzerspezifische grafische Oberfläche, die den Müllbunker des Klinikums abbildet (Abb. 2). Zur eindeutigen Zuordnung des Lagerorts wurden die Parameter Lagerraum, Regal-Nummer, Regalboden-Nummer und Stellplatz eingeführt. Zum Beispiel bedeutet Code 1,2,2,5 Raum 1, Regal 2, Boden 2, Stellplatz 5. Für jedes Gebinde werden die Daten der Einlagerungsmessung (z.B. E1867) und der letzten Auslagerungsmessung (z.B. A2972) gespeichert.

Gebinde :	**Tonne_gross**	**# E2872**
Datum geschlossen:	2.5.2005	Von: Mitarb. 1
Radionuklid(e):	**I-131**	
Datum Einl.Messung:	2.5.2005	Lagerort:
eingelagert von:	Mitarb. 2	**Raum 1**
Aktivität am 2.5.05:	6455862 Bq	**Regal 2, 2, 5**
Spez. Aktivität am 2.5.05:	2334,85 Bq/g	
Datum Freigabe:	23.7.2005	
geprüft von:	Mitarb. 2	

Abb. 1: Beispiel für ein Etikett

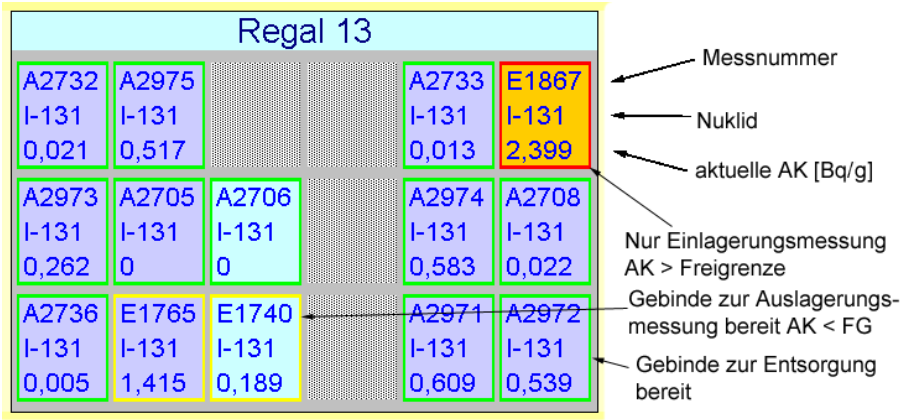


Abb. 2: Beispiel für die grafische Oberfläche der Visual-Basic-Anwendung Klinikum Stuttgart. Weitere Parameter werden bei Mausklick auf das jeweilige Gebinde angezeigt.

6. Literatur

[1] Strahlenschutzverordnung, 20 Juli 2001, Bundesgesetzblatt 2001, Teil I, p. 1714

FREIGABE – KONTAMINATIONSKONTROLLE - HERAUSGABE

CLEARANCE –CONTAMINATION CONTROL - REMOVAL

J. Feinhals[1], A. Kelch[1], V. Kunze[2]

[1] TÜV NORD SysTec GmbH Co.KG, Hamburg [2] Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter

Zusammenfassung

Es werden die Unterschiede im Anwendungsbereich der Freigabe gemäß § 29 Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) und der Kontaminationskontrolle gemäß § 44(3) StrlSchV für Stoffe sowie bewegliche Gegenstände dargelegt, die außerhalb von Strahlenschutzbereichen gehandhabt werden sollen. Entscheidend für die Abgrenzung der beiden Regelungen ist, ob die Voraussetzungen für die Freigabe gegeben sind, dass die Stoffe aktiviert oder kontaminiert sind und die Stoffe aus der genehmigten Tätigkeit resultieren oder dem Genehmigungsumfang zugeordnet werden können. Die Freigabe nach § 29 StrlSchV ist nicht für Gegenstände anzuwenden, die mit dem Ziel einer Wiederverwendung oder einer Reparatur Strahlenschutzbereiche nur vorübergehend verlassen sollen. In diesen Fällen findet nur die Kontaminationskontrolle gemäß § 44(3) StrlSchV Anwendung. In Abgrenzung zur Freigabe nach § 29 StrlSchV und zur Kontaminationskontrolle nach § 44(3) StrlSchV wird ein weiteres Verfahren beschrieben, bei dem nicht kontaminierte Stoffe das Betriebsgelände dauerhaft verlassen können und welches als „Herausgabe“ von Stoffen in Eigenverantwortung des Genehmigungsinhabers bezeichnet wird. Bei der Herausgabe ist entweder ein messtechnischer Nachweis zu erbringen, dass die betreffenden Stoffe als nicht aktiviert oder kontaminiert gelten, oder es sind Bereiche unter Berücksichtigung von betrieblichen Vorgängen festzulegen, aus denen Stoffe ohne Freigabebescheid verbracht werden können, weil eine Kontamination in diesen Bereichen auf Grund der Betriebshistorie ausgeschlossen ist. Gilt der Stoff als nicht aktiviert oder kontaminiert, so liegt die Voraussetzung für die Notwendigkeit einer Freigabe nach § 29 StrlSchV nicht vor.

Abstract

In this presentation the differences between the application of clearance of materials according to § 29 Radiation Protection Ordinance (StrlSchV) and contamination control according to § 44(3) StrlSchV for materials to be used outside controlled areas is explained. The basic requirements for clearance according to § 29 StrlSchV are crucial for distinguishing the two regulations: The materials are activated or contaminated and the materials result from the approved use or they belong to the scope of the approval. Clearance is not applicable for objects, which will be removed from controlled areas with the purpose of reuse or repair. In this case only the contamination control according to § 44(3) StrlSchV must be applied. Another procedure for a permanent release of materials from controlled areas is the so called “removal” in the responsibility of the owner of the approval. In this case a proof by measurements must demonstrate that the materials are neither activated nor contaminated or the materials result from areas, where an activation or contamination is impossible due to the operational history considering operational procedures and events. If materials are in this terms not activated or contaminated, the basic requirements for an application of clearance according to § 29 StrlSchV do not exist.

Schlüsselwörter *— Freigabe, Kontaminationskontrolle, Herausgabe*
Keywords *— clearance, contamination control, removal*

1. Einleitung

Sowohl die Kontaminationskontrolle an beweglichen Gegenständen gemäß § 44 StrlSchV [1] als auch die Freigabe nach § 29 StrlSchV eröffnen dem Genehmigungsinhaber die Möglichkeit, Stoffe aus dem genehmigten Bereich zu entlassen, ohne dass diese noch weiteren Einschränkungen nach StrlSchV unterliegen. Im Folgenden soll die unterschiedliche Anwendung dieser Möglichkeiten aufgezeigt werden. Darüber hinaus wird dargestellt, in welchem Fall eine Entlassung aus dem genehmigten Bereich auch ohne die Berücksichtigung der Bestimmungen der §§ 29 und 44 StrlSchV möglich ist.

2. Grundsätze zur Kontaminationskontrolle

Gemäß § 44(3) StrlSchV sind an beweglichen Gegenständen aus Kontrollbereichen, in denen offene radioaktive Stoffe vorhanden sind, die zum Zweck der Handhabung, Nutzung oder sonstigen Verwendung mit dem Ziel einer Wiederverwendung oder Reparatur außerhalb von Strahlenschutzbereichen herausgebracht werden, zu prüfen, ob diese kontaminiert sind. Sind keine offenen radioaktiven Stoffe im Kontrollbereich vorhanden und ist eine Aktivierung ausgeschlossen, ist eine Kontaminationskontrolle nach § 44(3) StrlSchV nicht erforderlich. Folglich werden hier Kontrollbereiche als Bereiche verstanden, in denen offene radioaktive Stoffe vorhanden sind. Die Vorgaben des § 44(3) StrlSchV gelten nicht für solche beweglichen Gegenstände, die nach dem Gefahrgutrecht befördert oder nach § 69 StrlSchV abgegeben werden.

Die Kontaminationskontrolle gemäß § 44(3) StrlSchV bezieht sich auf alle beweglichen Gegenstände, die

- vorübergehend den Kontrollbereich verlassen sollen,
- vorübergehend in den Kontrollbereich verbracht wurden oder
- nicht zum Genehmigungsumfang des Genehmigungsinhabers gehören (siehe [4]).

Für Geräte, Mobiliar oder Anlagenteile,

- die keine Gegenstände des arbeitstäglichen Bedarfes sind und
- die in einer atomrechtlichen oder strahlenschutzrechtlichen Genehmigung erfasst sind,

ist gemäß [4] für eine Weiterverwendung außerhalb von Strahlenschutzbereichen die Freigabe gemäß § 29 StrlSchV erforderlich. Dies bedeutet, dass nur dann die Freigabe gemäß § 29 StrlSchV erforderlich ist, wenn diese Gegenstände dauerhaft die Strahlenschutzbereiche verlassen sollen, also die Zielsetzung einer Reparatur der beweglichen Gegenstände nicht vorliegt. Bewegliche Gegenstände, die z.B. aufgrund einer zeitlich begrenzten Nutzung im Kontrollbereich eingeschleust wurden, sind beim Entfernen aus einem Kontrollbereich nicht nach einem Freigabeverfahren freizugeben, sondern lediglich nach § 44(3) StrlSchV auf Kontamination zu prüfen.

3. Grundsätze zur Freigabe

Unabhängig von den Regelungen des § 44(3) StrlSchV kann die Aktivität oder spezifische Aktivität eines Stoffes im Sinne des § 2(2) AtG außer Acht gelassen werden, wenn dieser Stoff festgelegte Freigabewerte unterschreitet und freigegeben worden ist, soweit es sich um einen Stoff aus einer genehmigungspflichtigen Tätigkeit gemäß Atomgesetz (AtG) [3] oder einer auf Grund des AtG erlassenen Rechtsverordnung anfallenden Stoff handelt. Für die Entlassung radioaktiver Stoffe aus der atom- oder strahlenschutzrechtlichen Überwachung

sieht die Strahlenschutzverordnung in dem § 29 StrlSchV in Verbindung mit den Anlagen III und IV eine Vorschrift vor, welche die Anforderungen an die Freigabe von Stoffen vorgibt.

Gemäß § 29(1) StrlSchV darf der Inhaber einer atomrechtlichen Genehmigung oder einer Genehmigung nach Strahlenschutzverordnung radioaktive Stoffe sowie bewegliche Gegenstände, Gebäude, Bodenflächen, Anlagen oder Anlagenteile, die

- aktiviert oder kontaminiert sind und
- aus Tätigkeiten nach § 2(1) Nr.1 Buchstaben a, c oder d StrlSchV stammen,

als nicht radioaktive Stoffe verwenden, verwerten, beseitigen, innehaben oder an Dritte weitergeben, wenn die zuständige Behörde die Freigabe erteilt hat und die Übereinstimmung mit den im Freigabebescheid festgelegten Anforderungen festgestellt ist.

Dem § 29(1) StrlSchV zufolge finden die Regelungen des § 29 StrlSchV keine Anwendung bei Stoffen, die nicht kontaminiert oder aktiviert sind. Die Freigabe gemäß § 29 StrlSchV braucht daher für solche Stoffe nicht angewendet werden, die aus Bereichen stammen, in denen eine Kontamination nicht zu unterstellen ist (siehe [2]). Gemäß [2] brauchen die Regelungen des § 29 StrlSchV nicht angewendet werden, wenn ein messtechnischer Nachweis zeigt, dass der betreffende Stoff im Sinne eines Abschneidekriteriums nicht aktiviert oder kontaminiert ist. Die spezifische Aktivität des Stoffes muss dabei unterhalb der Erkennungsgrenze liegen. Die Nachweisgrenze des Messverfahrens muss das Abschneidekriterium nach Anlage III StrlSchV (< 10% des Summenkriteriums der Freigabewerte nach Anlage III Sp. 4 oder 5 StrlSchV) unterschreiten. Erfüllen Stoffe dieses Abschneidekriterium, gelten diese Stoffe als nicht aktiviert und nicht kontaminiert. Der § 29 StrlSchV findet in diesem Fall keine Anwendung (siehe „Kap.4 „Grundsätze zur Herausgabe“). Aus dem § 29(1) StrlSchV folgt, dass die Freigaberegelungen nur anzuwenden sind, wenn die Stoffe der entsprechenden Genehmigung zugeordnet sind. Die Freigabe gemäß § 29 StrlSchV ist dabei nicht auf Stoffe aus bestimmten Strahlenschutzbereichen beschränkt. Die Stoffe können sowohl Reststoffe/Abfälle sein, die aus dem genehmigten Umgang resultieren, als auch Teile der Anlage, die dem Genehmigungsumfang zugeordnet werden können (siehe [2]).

Demzufolge sind für die Abgrenzung des § 29 von dem § 44(3) StrlSchV die Zugehörigkeit zur Genehmigung (atomrechtliche Bindung) und die Zielsetzung maßgebend, mit der bewegliche Gegenstände einen Kontrollbereich verlassen sollen.

4. Grundsätze zur Herausgabe

Das hier dargestellte Konzept der Herausgabe in Eigenverantwortung des Betreibers ergibt sich aufgrund unserer Betrachtungen dadurch, dass für die entsprechenden Fälle keine Regelungen in der Strahlenschutzverordnung oder anderen konkretisierenden Regelwerken bestehen. Als nicht kontaminiert gelten demzufolge Stoffe, die aus Bereichen stammen, in denen eine Kontamination (>10% der Werte der Oberflächenkontamination der Anlage III Tabelle 1 Sp. 4 StrlSchV unter Berücksichtigung des Summenkriteriums) nicht zu unterstellen ist (siehe [2]). Dies kann erfahrungsgemäß Stoffe aus Überwachungsbereichen und Stoffe außerhalb der Strahlenschutzbereiche betreffen, die aufgrund betrieblicher Regelungen keinen Kontakt mit radioaktiven Stoffen aus der genehmigten Tätigkeit hatten und somit nicht kontaminiert sind. Wird messtechnisch nachgewiesen, dass der Stoff keine Aktivität im Sinne des Abschneidekriteriums nach [2] enthält, gilt der Stoff ebenfalls als nicht kontaminiert. Eine Freigabe gemäß § 29 StrlSchV findet bei Unterschreitung des Abschneidekriteriums keine Anwendung.

In Abgrenzung zur Freigabe nach § 29 StrlSchV und zur Kontaminationskontrolle nach § 44(3) StrlSchV bezeichnen wir dieses Verfahren, bei dem nicht kontaminierte Stoffe das Betriebsgelände dauerhaft verlassen können, als „Herausgabe“ von Stoffen in Eigenverantwortung des Genehmigungsinhabers.

5. Ergebnisse - Kernaussagen

Aus den oben aufgeführten Grundsätzen und den gesetzlichen Vorgaben lassen sich folgende Kernaussagen ableiten, die für die Anwendung der Regelungen heranzuziehen sind:

- Für das Erreichen des Schutzziels (10 µSv/a – Kriterium) ist es unerheblich, ob ein Gegenstand gemäß § 29 StrlSchV oder § 44(3) StrlSchV den Kontrollbereich verlässt, da in beiden Fällen die Werte der Anlage III Tabelle 1 Spalte 4 und 5 einzuhalten sind.

- Die Voraussetzungen für die Freigabe nach § 29 StrlSchV bestehen darin,
    - dass der betreffende Stoff als kontaminiert gelten muss,
    - dass der betreffende Stoff aus der genehmigten Tätigkeit resultieren muss oder dem Genehmigungsumfang zugeordnet werden kann und
    - dass eine dauerhafte Verwendung des betreffenden Stoffes außerhalb des Strahlenschutzbereiches/Betriebsgeländes vorgesehen ist.

- Kann keine Aktivität im Sinne eines Abschneidekriteriums aus [2] (entsprechend der Anwendung nach Anlage IV Teil A Nr. 1e StrlSchV bei weniger als 10% Aktivität im Verhältnis zu den Freigabewerten) messtechnisch nachgewiesen werden, gilt der Stoff als nicht kontaminiert.

- Befindet sich der Stoff außerhalb des Kontrollbereichs (Anforderungen zur Kontaminationskontrolle nach § 44 StrlSchV nicht zutreffend) und kann z.B. unter Berücksichtigung der Betriebshistorie sicher ausgeschlossen werden, dass der betreffende Stoff durch Vorgänge auf dem Betriebsgelände kontaminiert wurde (Voraussetzungen zur Freigabe nach § 29 StrlSchV nicht zutreffend), gilt der Stoff als nicht kontaminiert.

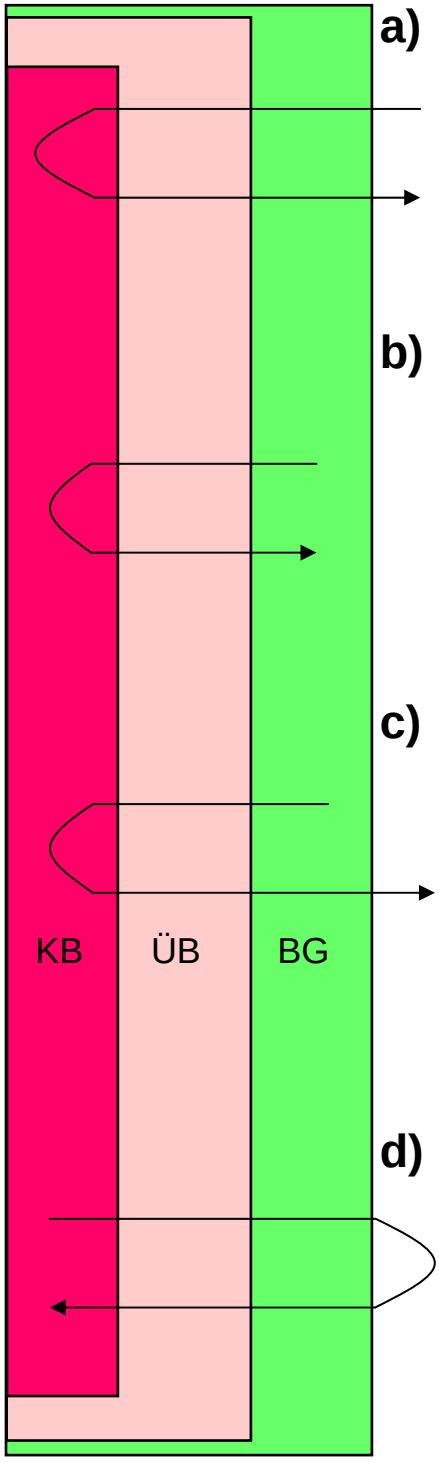
- Ausgenommen von der Freigaberegelung nach § 29 StrlSchV sind bewegliche Gegenstände, die zu den im § 44(3) StrlSchV genannten Zwecken mit dem Ziel einer Wiederverwendung oder Reparatur den Kontrollbereich nur temporär verlassen sollen.

- Gelangt ein Stoff in einen Kontrollbereich, in welchem offene radioaktive Stoffe vorhanden sind, und soll dieser Stoff den Kontrollbereich verlassen, ist unabhängig von seiner Herkunft eine Kontaminationskontrolle gemäß § 44(3) StrlSchV erforderlich, sofern keine Freigabe für diesen Stoff vorgesehen ist.

6. Anwendung der Regelungen zur Freigabe, Kontaminationskontrolle und Herausgabe

Gegenstände, wie z.B. Werkzeuge und Geräte, können grundsätzlich gemäß § 29 oder § 44(3) StrlSchV den Kontrollbereich verlassen. Die Anwendbarkeit der Regelungen des § 29 StrlSchV und des § 44(3) StrlSchV wird für Gegenstände in der Abb. 1 und der Abb. 2 dargestellt und soll anhand von Beispielen verdeutlicht werden. In der Abb. 1 wird die Anwen-

dung der §§ 29 und 44 StrlSchV bei vorübergehender Nutzung des Gegenstandes in Strahlenschutzbereichen betrachtet.



Wiederverwendung außerhalb von Strahlenschutzbereichen
Ein Gegenstand, der nicht in der atomrechtlichen Genehmigung genannt ist und zeitweise in dem Kontrollbereich genutzt wird.
Kontaminationskontrolle nach § 44(3) StrlSchV.
Freigabe nach § 29 StrlSchV ist nicht zutreffend.

Wiederverwendung außerhalb von Strahlenschutzbereichen
Ein Gegenstand, der in der atomrechtlichen Genehmigung genannt ist und wieder auf dem Betriebsgelände dauerhaft verwendet werden soll.
Kontaminationskontrolle nach § 44(3) StrlSchV.
Freigabe nach § 29 StrlSchV ist nicht zutreffend.

Wiederverwendung außerhalb von Strahlenschutzbereichen

Ein Gegenstand, der in der atomrechtlichen Genehmigung genannt ist und außerhalb des Betriebsgeländes dauerhaft verwendet werden soll

- Freigabe nach § 29 StrlSchV oder
- Kontaminationskontrolle nach § 44(3) StrlSchV und anschließende Herausgabe

Reparatur außerhalb von Strahlenschutzbereichen, Wiederverwendung in Strahlenschutzbereichen
Ein Gegenstand, der in der atomrechtlichen Genehmigung genannt ist und zur Reparatur außerhalb des Betriebsgeländes gehandhabt wird.
Kontaminationskontrolle nach § 44(3) StrlSchV.
Freigabe nach § 29 StrlSchV ist nicht zutreffend.

Abb. 1: Übersicht zur Anwendung der §§ 29 und 44 StrlSchV bei vorübergehender Nutzung des Gegenstandes (KB = Kontrollbereich, ÜB = Überwachungsbereich, BG = Betriebsgelände).

Beispiel zu a) in Abb.1:
Ein Messgerät, welches in der Genehmigung aufgeführt ist und im Regelfall außerhalb des Kontrollbereichs gelagert oder genutzt wird, wird für eine Messung in den Kontrollbereich gebracht. Nachdem das Messgerät im Kontrollbereich genutzt wurde, wird das Messgerät wieder aus dem Kontrollbereich ausgeschleust. Dafür ist gemäß § 44(3) StrlSchV eine Kontaminationskontrolle an dem Messgerät durchzuführen. Eine Freigabe gemäß § 29 StrlSchV findet hier keine Anwendung.

Beispiele zu b) und c) in Abb. 1:
Ein Gabelstapler, der in der Genehmigung genannt ist, wird außerhalb der Strahlenschutzbereiche regelmäßig genutzt. Da der Gabelstapler aufgrund eines Kapazitätsengpasses auch im Kontrollbereich verwendet werden soll, wurde der Gabelstapler in den Kontrollbereich verbracht. Nachdem der Gabelstapler im Kontrollbereich genutzt wurde, soll dieser veräußert werden und somit das Betriebsgelände verlassen. Nach unserer Auffassung kann der Gabelstapler die Strahlenschutzbereiche verlassen und zunächst auf dem Betriebsgelände abgestellt werden, wenn eine Kontaminationskontrolle gemäß § 44(3) StrlSchV erfolgt ist. Bis zur Veräußerung kann der Gabelstapler auf dem Betriebsgelände gehandhabt werden. Bevor der Gabelstapler das Betriebsgelände verlässt, muss entweder ein Freigabeverfahren gemäß § 29 StrlSchV oder eine Herausgabe durchgeführt werden.

Beispiel zu d) in Abb.1:
Ein Messgerät, welches in der Genehmigung genannt ist und im Kontrollbereich genutzt wird, soll außerhalb der Strahlenschutzbereiche der kerntechnischen Anlage repariert werden und nach erfolgter Reparatur wieder im Kontrollbereich der Anlage genutzt werden. Das Messgerät ist nach § 44(3) StrlSchV beim Verlassen des Kontrollbereiches einer Kontaminationskontrolle zu unterziehen und kann danach auch außerhalb des Betriebsgeländes zur Reparatur in eine Fremdfirma gebracht werden, die keinen eigenen Strahlenschutzbereich besitzt. Nach erfolgter Reparatur gelangt das Messgerät in den Bereich der Genehmigung zurück und kann dort wieder verwendet werden. Damit der § 29 StrlSchV nicht umgangen werden kann, halten wir aber eine Freigabe gemäß § 29 StrlSchV dann für erforderlich, wenn das Messgerät zu einem späteren Zeitpunkt das Betriebsgelände dauerhaft verlassen soll.

Sollte sich dagegen im Verlauf der Reparatur des Messgerätes herausstellen, dass das Messgerät nicht mehr funktionsfähig und ein Einsatz nicht mehr sinnvoll ist, halten wir ein nachträgliches Freigabeverfahren gemäß § 29 StrlSchV für nicht erforderlich, weil bereits eine Kontaminationskontrolle gemäß § 44(3) StrlSchV durchgeführt und damit auch ein messtechnischer Nachweis zur uneingeschränkten Freigabe bereits geführt wurde (siehe auch [2]).

Die Anwendung der §§ 29 und 44 StrlSchV bei dauerhafter Nutzung des Gegenstandes außerhalb von Strahlenschutzbereichen ist in der Abb. 2 dargestellt.

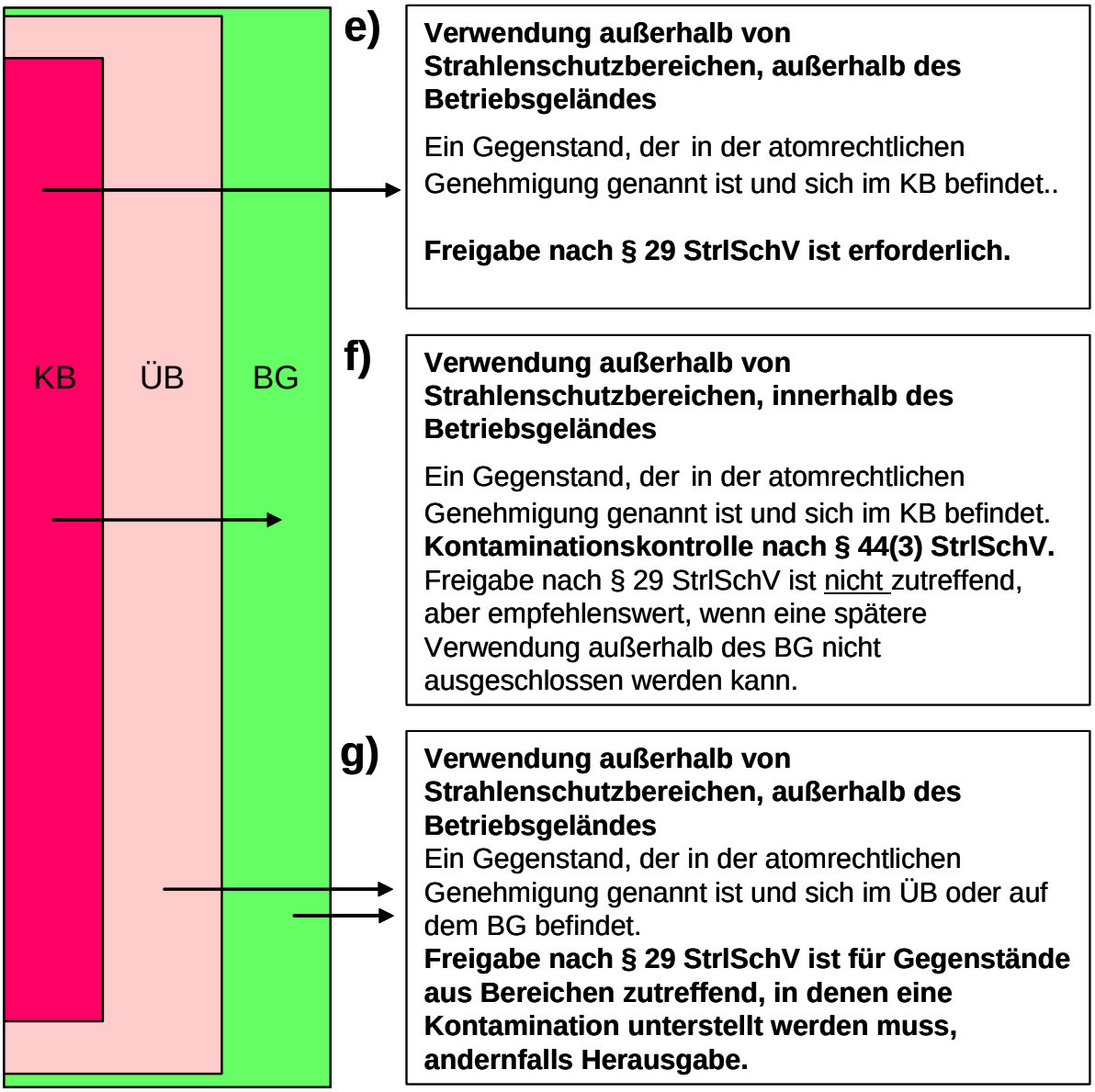


Abb. 2: Übersicht zur Anwendung der §§ 29 und 44 StrlSchV bei dauerhafter Nutzung des Gegenstandes (KB = Kontrollbereich, ÜB = Überwachungsbereich, BG = Betriebsgelände).

Beispiel zu e) in Abb. 2:
Ein Messgerät, welches in der Genehmigung aufgeführt ist und im Kontrollbereich genutzt wird, soll veräußert werden und damit dauerhaft außerhalb des Betriebsgeländes verwendet werden. Eine Freigabe gemäß § 29 StrlSchV ist für diesen Vorgang erforderlich.

Beispiel zu f) in Abb.2:
Leuchtstoffröhren wurden im Kontrollbereich genutzt. Diese Leuchtstoffröhren sind von der Genehmigung erfasst. Die Leuchtstoffröhren sollen auf dem Betriebsgelände verwendet werden. Dafür wurde eine Kontaminationskontrolle gemäß § 44(3) StrlSchV durchgeführt. Eine Freigabe gemäß § 29 StrlSchV ist nicht erforderlich, solange die Leuchtstoffröhren auf dem Betriebsgelände verwendet werden. Sollen die Leuchtstoffröhren zu einem späteren Zeitpunkt verkauft oder entsorgt werden, ist eine Freigabe gemäß § 29 StrlSchV vorgesehen. Daher wurden diese Leuchtstoffröhren derart gekennzeichnet, dass ein unabsichtliches Entfernen vom Betriebsgelände ausgeschlossen werden kann. Dieses Verfahren kann im Einzelfall sehr aufwändig sein. Wir empfehlen daher, für solche Fälle, in denen eine spätere Freigabe ohnehin vorgesehen ist, diese bereits beim Entfernen aus dem Kontrollbereich zu beantragen.

Beispiel zu g) in Abb. 2:
In kerntechnischen Anlagen können Abgabeleitungen von radioaktiven Abwässern kontaminiert sein, die gemäß § 47 StrlSchV für Ableitungen mit Wasser genutzt werden. Diese Abgabeleitungen führen teilweise durch das Betriebsgelände. Sollen Teile dieser Abgabeleitungen ausgetauscht werden und das Betriebsgelände verlassen, ist entweder der messtechnische Nachweis der Aktivitätsfreiheit im Sinne des Abschneidekriteriums nach [2], (Herausgabe in Eigenverantwortung des Genehmigungsinhabers) zu führen oder eine Freigabe gemäß § 29 StrlSchV zu beantragen.

Literaturverzeichnis

[1] Verordnung über den Schutz durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20.07.2001, geändert durch Art. 2 der Verordnung vom 18.06.2002 (BGBl. I S. 1869)

[2] TÜV Nord Systec GmbH: Abschlussbericht StSchV 4378, Rahmenrichtlinie zur Freigabe von radioaktiven Stoffen nach § 29 Strahlenschutzverordnung, Januar 2004

[3] Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (Atomgesetz - AtG), neugefasst durch Bek. v. 15.7.1985 I 1565, zuletzt geändert durch Art. 8 G v. 6.1.2004 I 2.

[4] SSK: Empfehlung, Anforderungen an die Kontaminationskontrolle beim Verlassen eines Kontrollbereiches [§ 44 Strahlenschutzverordnung], verabschiedet am 28.02.2002

RADIOLOGISCHE MESSUNGEN BEI DER RÜCKFÜHRUNG VERGLASTER HOCHAKTIVER WIEDERAUFARBEITUNGS-ABFÄLLE VON COGEMA, LA HAGUE NACH DEUTSCHLAND

Thomas Horn

Hollestraße 7A
45127 Essen

Auf Grundlage der Wiederaufarbeitungsverträge zwischen den deutschen Energieversorgungsunternehmen und der COGEMA sowie der BNFL führt die Gesellschaft für Nuklear-Service (GNS) die Rückführung der Wiederaufarbeitungsabfälle nach Deutschland durch. Die Rückführung verglaster hochaktiver Wiederaufarbeitungsabfälle von COGEMA nach Deutschland begann im Jahr 1996 und wurde 1998 durch die Kontaminationsaffäre unterbrochen. Zur Wiederaufnahme der Transporte im Jahr 2001 war es erforderlich ein Phasenkonzept zu implementieren. Dabei sind bei Transporten eines bestimmten Transporttyps drei Phasen zu durchlaufen:

Phase I: Kalthandhabung
Phase II: Beförderung mit erhöhter messtechnischer Begleitung
Phase III: Routinetransporte.

Im Jahr 2001 wurden weitere 6 CASTOR® HAW 20/28 CG-Behälter beladen, gemäß Phase II transportiert und ins TBL-G eingelagert, so dass innerhalb eines Jahres erstmals zwei 6er-Transporte mit hochaktiven Abfällen durchgeführt wurden. Im Jahr 2002 wurden dann zum ersten Mal 12 CASTOR® HAW 20/28 CG-Behälter beladen, in einem 12er–Zug transportiert. Dieser Transport erfolgte auf Grund der Erfahrungen der Phase II bereits in Phase III. In den Jahren 2003 und 2004 wurden jeweils 12 Behälter von der Wiederaufarbeitungsanlage der COGEMA in La Hague in das Transportbehälterlager Gorleben in der Phase III transportiert. Der Beitrag geht auf die messtechnische Begleitung während der einzelnen Beförderungsabschnitte entsprechend den Vorgaben aus dem Phasenkonzept ein. Dabei werden im Einzelnen der Umfang der Kontaminationsprüfungen und das Zusammenwirken zwischen Transporteur, deutschen Aufsichtsbehörden und deren Sachverständige sowie der GNS erläutert.

Für die Anfertigung des Tagungsbandes lag nur die Kurzfassung vor.

MODELLBASIERTE HERLEITUNG VON GRENZWERTEN FÜR DIE NICHT-FESTHAFTENDE KONTAMINATION BEI TRANSPORTEN

THE DERIVATION OF NEW TRANSPORT LIMITS FOR NON-FIXED CONTAMINATION BY A RADIOLOGICAL MODEL

Stefan Thierfeldt[1], Bernd Lorenz[2], Johannes Hesse[3]

[1]Brenk Systemplanung GmbH, Aachen, Deutschland
[2]GNS Gesellschaft für Nuklearservice, Hollestr. 7a, 45127 Essen, Germany
[3]RWE Power AG, Huyssenallee 2, 45128 Essen, Germany

Zusammenfassung *— Die Transportregeln der IAEO ("Regulations for the Safe Transport of Radioactive Material") enthalten Grenzwerte der nicht-festhaftenden Kontamination auf Verpackungen und Transportfahrzeugen. Die gegenwärtigen Grenzwerte für Transporte unter Routinebedingungen beruhen auf einem sehr einfachen Modell, das von Fairbairn vor mehr als 40 Jahren vorgeschlagen wurde. Dieses Modell ist zwar im Prinzip anwendbar, ist jedoch aus radiologischer Sicht überholt und überkonservativ. Daher wurde das hier vorgestellte neue Modell entwickelt, welches alle Schritte des Transportprozesses umfasst. Die Ergebnisse dieses Modells könnten unmittelbar als neue nuklidspezifische Grenzwerte für die nicht-festhaftende Kontamination auf Verpackungen und Transportfahrzeugen angewendet werden. Das Modell schließt alle Verpackungsarten ein. Es ist in fünf Hauptschritte aufgeteilt: Ausgangsinspektion des Transportguts, Transfer zum Transportfahrzeug, die eigentliche Transportphase, Wechsel des Transportfahrzeugs, Eingangsinspektion beim Empfänger. Diese Schritte sind jeweils nochmals in Einzelschritte unterteilt. Die Expositionsumstände werden für jeden Einzelschritt und für jede Verpackungsart detailliert definiert, den Szenarien werden jeweils bestimmte Personen zugeordnet. Außerdem werden Expositionsszenarien für die allgemeine Bevölkerung definiert. Die resultierenden Dosiskoeffizienten (Sv/a pro Bq/cm²) hängen stark von den Eigenschaften der Radionuklide ab. Daher bietet es sich an, nuklidspezifische Kontaminationsgrenzwerte an Stelle der gegenwärtigen Werte 4 und 0,4 Bq/cm² einzuführen. Die Ergebnisse überspannen mehrere Größenordnungen, beginnend bei ca. 0,1 Bq/cm² für radiotoxische Alphastrahler bis zu 10^5 Bq/cm² für radiologisch unbedeutende Nuklide.*

Summary *— The IAEA Regulations for the Safe Transport of Radioactive Material contain requirements for contamination limits on packages and conveyances used for the transport of radioactive material. Current contamination limits for packages and conveyances under routine transport conditions have been derived from a model proposed by Fairbairn more than 40 years ago. This model, though applicable in principle, is outdated and over-conservative. Therefore, a new model has been developed which reflects all steps of the transport process. The results of the calculations could be directly used as new nuclide specific transport limits for the non-fixed contamination. This model considers all basic package types. It is divided into the 5 major steps: final inspection, transfer to vehicle, movement of vehicle, change of transport mode, receiving inspection, which are in turn divided into sub-steps. Detailed exposure conditions are defined for each sub-step and each package type. The model contains appropriate assignment of workers to tasks as well as a separate part on the exposure of the public. The resulting dose coefficients (Sv/a per Bq/cm²) strongly depend on the properties of the radionuclides. Therefore, nuclide specific contamination limits instead of*

the current values 4 and 0.4 Bq/cm² are proposed. The results span several orders of magnitude ranging from around 0.1 Bq/cm² for highly radiotoxic alpha emitters to 10^5 Bq/cm² for radiologically insignificant nuclides.

Schlüsselwörter *— Transportrecht, nicht-festhaftende Kontamination, Grenzwerte, radioaktive Stoffe*
Keywords *— transport regulations, non-fixed contamination, limits, radioactive materials*

1. Einleitung

Die Transportregeln der IAEA [1] enthalten Grenzwerte der nicht-festhaftenden Kontamination auf Verpackungen und Transportfahrzeugen. Die gegenwärtigen Grenzwerte für Transporte unter Routinebedingungen beruhen auf einem sehr einfachen Modell, das von Fairbairn vor mehr als 40 Jahren vorgeschlagen wurde [3]. Dieses Modell hat sich als durchaus anwendbar erwiesen, wenn es mit den notwendigen Pragmatismus benutzt wird, es basiert allerdings auf sehr konservativen sowie auch aus heutiger Sicht extrem simplen Annahmen, die in keiner Weise dem sonstigen Stand des Regelwerks in der Kerntechnik und im Gefahrgutrecht entsprechen. Der einfache Ansatz von Fairbairn ist außerdem nicht mit den Empfehlungen der ICRP kompatibel. Daher wurde ein neues Modell entwickelt, das alle Schritte eines Transportprozesses abbildet. Die Entwicklung dieses Modells wurde von der IAEA unterstützt, indem ein „*Co-ordinated Research Project*“ (CRP) ins Leben gerufen wurde, welches die internationale Abstimmung der Modellannahmen förderte. Die Ergebnisse des so gewonnenen Modells könnten unmittelbar als neue, nuklidspezifische Grenzwerte der nicht-festhaftenden Kontamination angewendet werden.

2. Das Co-ordinated Research Project (CRP) der IAEA

Im Jahre 2001 rief die IAEA ein Co-ordinated Research Project (CRP) ins Leben, dass die Entwicklung eines Modells für die Exposition durch die nicht-festhaftende Kontamination bei Transporten begleiten sollte und das dem TRANSSC der IAEA Empfehlungen geben sollte, inwieweit das alte Modell nach Fairbairn [3] noch anwendbar sei bzw. wo und in welcher Weise Überarbeitungen der Transportregeln notwendig sind. Dieses CRP brachte Mitglieder aus dem Bereich von Behörden, Expertengruppen, der Forschung und der Industrie zusammen.

Das Modell, das in Abschnitt 3 näher beschrieben wird, wurde gemeinsam von vier Arbeitsgruppen innerhalb des CRP entwickelt und in verschiedenen CRP-Sitzungen ergänzt. Es basiert daher auf internationalem Konsens der im CRP vertretenen Partner und kann daher als gegenwärtiger Stand der Expertenmeinung angesehen werden, welche Expositionssituationen durch die nicht-festhaftende Kontamination bei Transporten zu betrachten und wie diese in eine abdeckende Modellierung einzubeziehen sind.

Das CRP hat seine Arbeit im Jahre 2003 vorläufig beendet. Es kam bezüglich des gegenwärtigen Modellstands zu der Schlussfolgerung, dass „*the Fairbairn model was limited and outdated and that a new comprehensive model (the Basic Model) should be produced to provide the basis for eventually deriving new contamination limits for transport situations”*. Das CRP gab außerdem Hinweise, wie mit den aus dem Modell resultierenden nuklidspezifischen Grenzwerten in Bezug auf eine entsprechende Änderung der Transportregeln umzugehen wäre. Ein Bericht des CRP ist in Vorbereitung [4].

3. Beschreibung des Modells

Das Modell basiert auf einem Vorschlag, der ursprünglich von einer Arbeitsgruppe des World Nuclear Transport Institute (WNTI) erarbeitet wurde und der eine Modellierung des Transportprozesses in Deutschland beinhaltet. Dieses Modell wurde verfeinert, um alle Arten von Transportverpackungen sowie alle Arten von kerntechnischen Anlagen bzw. Anwendungen im medizinischen und industriellen Bereich abzudecken. Das Modell ist in fünf Hauptschritte aufgeteilt, die wiederum in Einzelschritte gegliedert sind. Expositionsszenarien beschreiben die Exposition des Personals sowie der allgemeine Bevölkerung. Unter Anwendung von Dosisrichtwerten kann das Modell dazu benutzt werden, nuklidspezifische Grenzwerte für die nicht-festhaftende Kontamination herzuleiten.

Da die Expositionsszenarien hinsichtlich verschiedener Parameter (Zeiten, Abstände, Häufigkeiten des Transports usw.) von der Art der Verpackung abhängen, wurden folgende vier Verpackungsarten unterschieden:

- kleine, manuell gehandhabte Pakete,
- kleine, maschinell gehandhabte Verpackungen wie 200 l-Fässer,
- große, maschinell gehandhabte Container und
- Brennelementbehälter.

Die Ergebnisse des Modells sind letztendlich unabhängig von der Verpackungsart formuliert, da für jedes Nuklid der maximale Dosisbeitrag aller Verpackungen angewendet wird.

Der Transportprozess wird in die folgenden fünf Hauptschritte untergliedert:

1. Abschließende Inspektion der Verpackung beim Absender,
2. Transfer zum Transportfahrzeug,
3. eigentliche Transportphase,
4. Wechsel des Transportfahrzeugs,
5. Eingangsinspektion beim Empfänger.

Jeder Schritt ist weiterhin in Einzelschritte unterteilt, sodass der gesamte Bereich von Arbeiten und Arbeitsplätzen während des Transportprozesses abgedeckt wird. Das Modell setzt ein nach erfolgter Dekontamination (sofern notwendig) der Verpackung und endet nach Durchführung der Eingangsinspektion beim Empfänger. Die Szenarien beziehen außerdem die Exposition der allgemeinen Bevölkerung mit ein. Alle Modellannahmen sind konservativ gestaltet, das heißt, sie überschätzen die tatsächliche Dosis. Die Szenarien berücksichtigen jeweils die notwendigen Expositionspfade wie

- externe Bestrahlung,
- Inhalation von Radionukliden der nicht-festhaftenden Oberflächenkontamination, die in die Atemluft resuspendiert werden,
- Investition von Radionukliden der nicht-festhaftenden Oberflächenkontamination durch einen Expositionspfad über verschmutzte Hände und Transfer zum Mund,
- Hautkontamination.

Jedem Szenario bzw. Einzelschritt wird eine Person zugeordnet, die die Arbeiten durchführt. Mehrere Einzelschritte können von derselben Person durchgeführt werden. In diesem Falle werden die Dosisbeiträge der Einzelschritte addiert.

Bei der Berechnung der Ergebnisse wird wie folgt vorgegangen: Zunächst werden alle Szenarien für die Einheitskontamination von 1 Bq/cm² und separat für jedes Radionuklid berechnet. Es werden alle Radionuklide einbezogen, die in *Table 1* in TS-R-1 [1] enthalten sind. Tochternuklide, die in Fußnote (b) von *Table 1* von TS-R-1 aufgeführt sind, werden in den Rechnungen berücksichtigt. Die berechneten Dosen werden für alle Arbeitsplätze des Modells aufaddiert. Hieraus erhält man eine Liste von auf die Einheitskontamination bezogenen Werten für die Jahresdosis für jede Verpackungsart und für jedes Radionuklid. Analog wird bei den Szenarien für die allgemeine Bevölkerung vorgegangen. Im letzten Schritt wird der maximale Dosisbeitrag über alle Verpackungsarten gebildet. Man erhält so einen abdeckenden Konversionsfaktor zwischen der Oberflächenaktivität und der Jahresdosis.

4. Ergebnisse und Diskussion

Während die Berechnung der in Abschnitt 3 genannten Konversionsfaktoren zwischen Oberflächenkontamination und Jahresdosis den letzten Schritt in den Arbeiten des CRP der IAEA darstellte [4], führte die Arbeitsgruppe des WNTI die Rechnungen einen Schritt weiter und leitete nuklidspezifische Grenzwerte für die nicht-festhaftende Oberflächenkontamination ab. Die nuklidspezifische Vorgehensweise ist dabei von ausschlaggebender Bedeutung, da die Dosiskonversionsfaktoren (Sv/a per Bq/cm²) erheblich von den Eigenschaften der Radionuklide abhängen und über mehrere Größenordnungen variieren. Dies macht es notwendig, den bisherigen in TS-R 1 verfolgten Ansatz von lediglich zwei flächenbezogenen Werten 0,4 Bq/cm² und 4 Bq/cm² aufzugeben und durch eine nuklidspezifische Formulierung zu ersetzen.

Um mit dem in Abschnitt 3 beschriebenen Modell Berechnungen der flächenbezogenen Grenzwerte ausführen zu können, mussten zunächst geeignete Dosisrichtwerte für das Personal und für die allgemeine Bevölkerung festgelegt werden. Diese Frage wurde auch im CRP diskutiert, und es wurde (wenn auch kein einstimmiger) Konsens erreicht, als Dosisrichtwert 2 mSv/a für das Personal und 0,3 mSv/a für die allgemeine Bevölkerung anzuwenden. Diese Werte wurden auch den im Folgenden dargestellten Ergebnissen zugrunde gelegt. Bei der Interpretation dieser Dosisrichtwerte muss beachtet werden, dass der (die Ergebnisse bestimmende) Wert von 2 mSv/a lediglich 10 % des Dosisgrenzwerts (20 mSv/a) gemäß Strahlenschutz-Grundnormen der IAEA [5] und EU [6] darstellt, während im alten, heute noch gültigen Fairbairn-Ansatz [3] der volle, damals gültige Dosisgrenzwert von 50 mSv/a angewendet wurde und Szenarien für die allgemeine Bevölkerung überhaupt nicht berücksichtigt wurden. Vor diesem Hintergrund kann der hier vorgestellte Ansatz als ein wesentlicher Schritt zur Verbesserung des Strahlenschutzes angesehen werden.

Die Ergebnisse der Modellrechnungen, die für alle Radionuklide in *Table I* aus TS-R-1 [1] durchgeführt wurden, zeigen, dass jeweils die Szenarien für das Personal radiologisch führend sind. Die höchsten Dosisbeiträge ergeben sich für die Verpackungsart „kleine, manuell gehandhabte Pakete“ beziehungsweise „kleine, maschinell gehandhabte Verpackungen“, da die Szenarien hier den über das Jahr gesehen längsten Kontakt bei gleichzeitig kürzesten Expositionsabständen unterstellen.

Die Resultate werden als flächenbezogene Aktivitätswerte (in Bq/cm²) ausgerückt und umfassen mehrere Größenordnungen. Die niedrigsten Werte liegen im Bereich um 0,1 Bq/cm² für radiotoxische Alphastrahler und reichen bis zu 10^5 Bq/cm² für radiologisch unbedeutende

Nuklide. Für die praktische Anwendung wurde ein Rundungsverfahren auf halbe Dekaden angewendet, sodass sich die (logarithmische) Abstufung 0,1 – 0,3 – 1 – 3 – 10 – 30 Bq/cm² usw. ergibt. Eine Auswahl der Rechenergebnisse ist in der folgenden Tabelle gezeigt, die entsprechend *Table I* aus TS-R-1 [1] gestaltet ist.

TABLE I BASIC RADIONUCLIDE VALUES

Radionuclide (atomic number)		A_1	A_2	Activity concentration for exempt material	Activity limit for an exempt consignment		Limit for surface contamination
		(TBq)	(TBq)	(Bq/g)	(Bq)		(Bq/cm²)
Am-241		1E+01	1E-03	1E+00	1E+04		3E-1
C-14		4E+01	3E+00	1E+04	1E+07		1E+3
Cl-36		1E+01	6E-01	1E+04	1E+06		1E+3
Cm-240		4E+01	2E-02	1E+02	1E+05		1E+1
Cm-241		2E+00	1E+00	1E+02	1E+06		3E+2
Co-60		4E-01	4E-01	1E+01	1E+05		1E+2
Cs-134		7E-01	7E-01	1E+01	1E+04		1E+2
Cs-137	(a)	2E+00	6E-01	1E+01	1E+04	(b)	3E+2
Eu-152		1E+00	1E+00	1E+01	1E+06		3E+2
Eu-154		9E-01	6E-01	1E+01	1E+06		1E+2
Eu-155		2E+01	3E+00	1E+02	1E+07		1E+3
Fe-55		4E+01	4E+01	1E+04	1E+06		1E+3
Fe-59		9E-01	9E-01	1E+01	1E+06		3E+2
I-129		Unlimited	Unlimited	1E+02	1E+05		1E+2
I-131		3E+00	7E-01	1E+02	1E+06		3E+2
K-40		9E-01	9E-01	1E+02	1E+06		1E+3
Ni-59		Unlimited	Unlimited	1E+04	1E+08		1E+3
Ni-63		4E+01	3E+01	1E+05	1E+08		1E+3
Np-237		2E+01	2E-03	1E+00	1E+03		1E+0
Np-239		7E+00	4E-01	1E+02	1E+07		1E+3
Pa-231		4E+00	4E-04	1E+00	1E+03		1E-1
Pb-210	(a)	1E+00	5E-02	1E+01	1E+04	(b)	3E+0
Po-210		4E+01	2E-02	1E+01	1E+04		1E+1
Pu-239		1E+01	1E-03	1E+00	1E+04		3E-1
Pu-240		1E+01	1E-03	1E+00	1E+03		3E-1
Pu-241	(a)	4E+01	6E-02	1E+02	1E+05		3E+1
Ra-226	(a)	2E-01	3E-03	1E+01	1E+04	(b)	3E+0
Sr-90	(a)	3E-01	3E-01	1E+02	1E+04	(b)	3E+2
H-3		4E+01	4E+01	1E+06	1E+09		1E+3
Tc-97		Unlimited	Unlimited	1E+03	1E+08		1E+3
Tc-99		4E+01	9E-01	1E+04	1E+07		1E+3
Th-232		Unlimited	Unlimited	1E+01	1E+04		1E+0
Th-nat		Unlimited	Unlimited	1E+00	1E+03		3E-1
Th-234		3E-01	3E-01	1E+03	1E+05		1E+3
U-238 F	(d)	Unlimited	Unlimited	1E+01	1E+04	(b)	3E+1
U-238 M	(e)	Unlimited	Unlimited	1E+01	1E+04	(b)	1E+1
U-238 S	(f)	Unlimited	Unlimited	1E+01	1E+04	(b)	3E+0
U-sec		-	-	1E+00	1E+03	(b)	3E-1
U-nat		Unlimited	Unlimited	1E+00	1E+03	(b,h)	5E+0
U-enr-5%		Unlimited	Unlimited	1E+00	1E+03	(b,h)	3E+0
U-enr-20%		Unlimited	Unlimited	1E+00	1E+03	(b,h)	2E+0
U-dep		Unlimited	Unlimited	1E+00	1E+03	(b,h)	7E+0

Footnotes have the same meaning as in Table I of TS-R-1[([1])]:
(a) A_1 and/or A_2 values include contributions from daughter nuclides with half-lives less than 10 days.
(b) Parent nuclides and their progeny included in secular equilibrium are listed in the following: [list follows]
(d) These values apply only to compounds of uranium that take the chemical form of UF_6, UO_2F_2 and $UO_2(NO_3)_2$ in both normal and

TABLE I BASIC RADIONUCLIDE VALUES

Radionuclide (atomic number)	A_1	A_2	Activity concentration for exempt material	Activity limit for an exempt consignment	Limit for surface contamination
	(TBq)	(TBq)	(Bq/g)	(Bq)	(Bq/cm²)

accident conditions of transport.
(e) These values apply only to compounds of uranium that take the chemical form of UO_3, UF_4, UCl_4 and hexavalent compounds in both normal and accident conditions of transport.
(f) These values apply to all compounds of uranium other than those specified in (d) and (e) above.
(h) The values of the contamination limit for the non-fixed surface contamination (col. 6) are given for the total surface activity and are rounded to one siginificant digit

Für die Verwendung der gezeigten Werte im Falle von Nuklidgemischen wäre eine Summenformel in Analogie zu § 404 von TS-R-1 [1] anzuwenden. Zur Einhaltung der Grenzwerte dürfte die Summe $\sum_{i=1}^{n} \frac{c_i}{C_i}$ den Wert 1 nicht überschreiten (c_i ist die tatsächliche flächenbezogene Aktivität des Radionuklid i und C_i ist der zugehörige Grenzwert gemäß Table I).

Bei der Interpretation der Werte ist eine Besonderheit für Uran zu beachten. In den Transportregeln TS-R-1 [1] besteht ein Widerspruch zwischen der Definition von “natural uranium” in Abschnitt 246 und der Einbeziehung von Tochternukliden in Fußnote (b) der gegenwärtigen Table I aus TS-R-1. In Abschnitt 246 wird “*natural uranium*” als chemisch abgetrenntes Uran bezeichnet, also ohne Gleichgewicht zu den Tochternukliden unterhalb von U 234, während in der Fußnote (b) der Table I *U-nat* als U 238 im Gleichgewicht mit allen Tochternukliden (Th 234, Pa 234m, U 234, Th 230, Ra 226, Rn 222, Po 218, Pb 214, Bi 214, Po 214, Pb 210, Bi 210, Po 210) definiert ist. Um diesen Widerspruch zu beseitigen, wurde in der Tabelle “*U-sec*” für im radioaktiven Gleichgewicht stehendes Uran eingeführt, während “*U-nat*” im Sinne von Abschnitt 246 zu verstehen ist.

Des Weiteren sind die Werte für *U-nat*, *U-enr-5* (5 % angereichert), *U-enr-20* (20 % angereichert) und *U-dep* (abgereichertes U) jeweils als die gesamte Oberflächenkontamination (Mutternuklid plus Tochternuklide) zu verstehen, wie es auch gegenwärtige Praxis bei Urantransporten ist, nicht nur als Aktivitätswert für das jeweilige Mutternuklid der Zerfallskette.

Es ist evident, dass ein Übergang auf die hier vorgeschlagenen Werte bezüglich des messtechnischen Nachweises keine wesentliche Änderung gegenüber dem jetzigen Stand bedeuten würde. Obwohl gegenwärtig lediglich Werte der Gesamtaktivität zu messen und einzuhalten sind, muss hierfür in jedem Fall die nuklidspezifische Zusammensetzung der Kontamination (Nuklidvektor) bekannt sein, da andernfalls die Interpretation von Messergebnissen nicht möglich wäre. Für einen gegebenen Nuklidvektor kann eine zugehörige Grenzwertzählrate wie bisher abgeleitet werden. Diese Grenzwertzählrate entspricht gerade der Aktivität, bei der die Summe $\sum_{i=1}^{n} \frac{c_i}{C_i}$ den Wert 1 annimmt. Dementsprechend ist im Entwurf des Berichts des CRP [4] ausgeführt: „*[it is] a misconception to think ... that radionuclide specific surface contamination levels might lead to extra effort when performing the measurements, even presuming that this would require spectroscopic measurements every time surface contamination measurements are performed*”.

5. Vorschlag für Änderungen in den Transportregeln TS-R-1

Die Ergebnisse des Modells, die in Abschnitt 4 vorgestellt wurden, wurden als Grundlage für einen Vorschlag zur Änderung der Transportregeln TS-R-1 [1] im beschriebenen Sinne herangezogen. Dieser Vorschlag wurde seitens WNTI im Jahre 2004 in den aktuellen Überar-

beitungsprozess eingespeist. Kernstück des Vorschlags ist der Übergang von den gegenwärtigen, als Summenaktivität ausgedrückten Grenzwerten der nicht-festhaftenden Oberflächenkontamination bei Transporten, 0,4 und 4 Bq/cm², auf nuklidspezifische Werte (vgl. *Table I* in Abschnitt 4). Hiermit einhergehende weitere Änderungen in anderen Teilen von TS-R-1 sind ebenfalls Bestandteil dieses Änderungsvorschlags.

Der Änderungsvorschlag ist in den Beratungen zunächst zurückgestellt und ist wegen seiner Tragweite in den Rang eines "*identified problem*" gestuft worden. Es ist daher damit zu rechnen, dass weitere internationale Beratungen, zum Beispiel im Rahmen eines erneut einberufenen CRP der IAEA notwendig werden.

6. Literaturverzeichnis

[1] International Atomic Energy Agency: Regulations for the Safe Transport of Radioactive Material; 1996 Edition (Revised) No. TS-R-1, Wien, 2000

[2] International Atomic Energy Agency: Advisory Material for the IAEA Regulations for the Safe Transport of Radioactive Material, Safety Guide TS-G-1.1 (ST-2), Wien, 2002

[3] Fairbairn: The derivation of maximum permissible levels of radioactive surface contamination of transport containers and vehicles; IAEA, Wien, STI/PUB/32, 1961, p.79 ff.

[4] International Atomic Energy Agency (Herausgeber): The Radiological Aspects of Package and Conveyance Non-Fixed Contamination – Endbericht eines CRP (Veröffentlichung vorbereitet)

[5] International Atomic Energy Agency: International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Standards, Safety Series No. 115-I, Wien, 1994, ISBN 92-0-101492-9

[6] Council Directive 96/29/Euratom laying down basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionizing radiation (Basic Safety Standards); Official Journal of the European Communities, ISSN 0378-6978, L 159, Vol. 39, 29.06.1996

Internationale und nationale Regelwerke

Thema C

DAS SCHWEIZERISCHE RECHT FÜR DIE ENTSORGUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE

THE SWISS LEGISLATION ON THE DISPOSAL OF RADIOACTIVE WASTE

Werner Bühlmann

Bundesamt für Energie, Bern, Schweiz

Zusammenfassung *— Nach rund 30-jährigen, durch Volksinitiativen und die Katastrophe von Tschernobyl unterbrochenen Vorarbeiten hat das Parlament am 21. März 2003 das Kernenergiegesetz gutgeheißen; es ist am 1. Februar 2005 in Kraft getreten, ohne dass dagegen das Referendum ergriffen worden wäre. Zusammen mit dem Strahlenschutzgesetz vom 22. März 1991 verfügt die Schweiz damit über eine umfassende Gesetzgebung für die friedliche Nutzung der Kernenergie, die insbesondere den Umgang mit radioaktiven Abfällen im Detail regelt. Wesendliche Elemente im Bereich Entsorgung sind: Verursacherprinzip, Entsorgung im Inland, Stilllegungen der Kernanlagen, Entsorgung der radioaktiven Abfälle in geologischen Tiefenlagern, Sicherstellung der Kosten von Stilllegung und Entsorgung. Wie bis anhin ist die Entsorgung der radioaktiven Abfälle Pflicht der Abfallverursacher und keine Bundesaufgabe. Neue Instrumente (insbesondere Entsorgungsprogramm und Sachplan geologische Tiefenlager) geben den Bundesbehörden die Möglichkeit, steuernd auf den Gang der nuklearen Entsorgung Einfluss zu nehmen.*

Summary *— After some 30 years of preparatory work that was interrupted by people's initiatives and the Chernobyl disaster, Parliament approved the Nuclear Energy Act on 21 March 2003, which then entered into effect on 1 February 2005 without any calls for a referendum. This means that, together with the Radiation Protection Act dated 22 March 1991, Switzerland now has up-to-date legislation governing the peaceful use of nuclear energy that also contains comprehensive provisions concerning the handling of radioactive waste. The main elements in the area of waste disposal are the "user pays" principle, disposal within Switzerland, decommissioning of nuclear facilities, disposal of radioactive waste in deep geological repositories, and securing the costs of decommissioning and disposal. As before, the disposal of radioactive waste is the responsibility of the producer, not the federal government. New instruments such as a waste disposal programme and a deep geological repositories plan provide the federal authorities with the means of influencing developments in the area of nuclear waste disposal*

Schlüsselwörter *— Kernenergiegesetz, Strahlenschutzgesetz, Entsorgung radioaktiver Abfälle, geologische Tiefenlager*
Keywords *— Nuclear Energy Act, Radiation Protection Act, disposal of radioactive waste, deep geological repositories*

1. Einleitung

Die Mitglieder des deutsch-schweizerischen Fachverbandes für Strahlenschutz und des österreichischen Verbandes für Strahlenschutz sind überwiegend Naturwissenschafter und Ingenieure. Für das bessere Verständnis der nachfolgenden Ausführungen erläutere ich deshalb einleitend kurz einige zentrale Grundsätze der schweizerischen Gesetzgebung.

Nach schweizerischem Bundesstaatsrecht kann der Gesetzgeber rechtsetzende Bestimmungen nur erlassen, wenn die Bundesverfassung die Regelung einer Aufgabe ausdrücklich dem Bund zuweist. Änderungen der Bundesverfassung erfordern nach Gutheissung durch das Parlament zwingend die Zustimmung der Mehrheit der Stimmenden und der Kantone (obligatorisches Referendum).

Alle wichtigen rechtsetzenden Bestimmungen sind in der Form eines Bundesgesetzes zu erlassen. Nach Gutheissung durch das Parlament muss ein Gesetzesentwurf auf Verlangen von 50'000 Stimmberechtigten oder 8 Kantonen dem Volk zur Abstimmung unterbreitet werden (fakultatives Referendum).

Weniger wichtige rechtsetzende Bestimmungen erlassen Parlament (eher selten) und – soweit Verfassung und Gesetz dazu ermächtigt – der Bundesrat (Bundesregierung) in der Form der Verordnung. Der Erlass von Verordnungsbestimmungen kann durch Gesetz an die Departemente (Ministerien) oder nachgeordnete Verwaltungsstellen (i.d.R. Bundesämter) übertragen werden.

Sachverhalte, die die Verwaltung betreffen oder die von den betroffenen Dritten nicht zwingend eingehalten werden müssen, können in Richtlinien der Behörden geregelt werden. Im Gegensatz zu Gesetzen und Verordnungen erwachsen Richtlinien nicht in Rechtskraft und haben nur eine beschränkte Verbindlichkeit.

2. Übersicht über die gesetzlichen Grundlagen für die Entsorgung radioaktiver Abfälle

2.1 Verfassung

Der Bund hat umfassende gesetzgeberische Kompetenzen in den Bereichen Strahlenschutz (Art. 74 der Bundesverfassung) und Kernenergie (Art. 90 der Bundesverfassung).

2.2 Gesetze

Das (in der Zwischenzeit ausser Kraft gesetzte) Atomgesetz vom 23. Dezember 1959 (AtG) regelte die friedliche Nutzung der Kernenergie nur in sehr allgemeiner Weise und enthielt insbesondere keine Bestimmungen zur Entsorgung der radioaktiven Abfälle; bloss in zwei Bestimmungen wurden die Aspekte des Strahlenschutzes geregelt.

Da eine Revision des Atomgesetzes nicht in kurzer Zeit zu bewerkstelligen war, erliess das Parlament mit dem Bundesbeschluss vom 6. Oktober 1978 eine zeitlich befristete Ergänzung

des Atomgesetzes. Damit wurden erstmals Bestimmungen über den Umgang mit radioaktiven Abfällen in die schweizerische Gesetzgebung aufgenommen.

- Verursacherprinzip: Wer radioaktive Abfälle erzeugt, hat auf eigene Kosten für deren sichere Beseitigung zu sorgen.
- Besondere Bewilligungsverfahren für vorbereitende Handlungen (z.B. Sondierbohrungen und -stollen) zur Erstellung eines Lagers für radioaktive Abfälle.
- Möglichkeit, die Erzeuger radioaktiver Abfälle zur Mitgliedschaft in einer öffentlich-rechtlichen Körperschaft und zur Leistung angemessener Beiträge zu verpflichten.
- Fonds zur Sicherstellung der Kosten für die Stilllegung und den Abbruch ausgedienter Kernanlagen.

Da sich die Totalrevision der Atomgesetzgebung unter anderem wegen verschiedener Volksinitiativen und der Katastrophe von Tschernobyl weiter verzögerte, wurde entschieden, die Bereiche Strahlenschutz und Kernenergie in zwei verschiedenen Gesetzen zu regeln. Mit dem Strahlenschutzgesetz vom 22. März 1991 (StSG) und der Strahlenschutzverordnung vom 22. Juni 1994, beide in Kraft seit 1. Oktober 1994, verfügt die Schweiz über eine umfassende Regelung des Strahlenschutzes (nicht nur die Kernenergie, sondern auch die Bereiche Medizin, Industrie und Forschung betreffend).

Nach aufwändigen und schwierigen gesetzgeberischen Arbeiten verabschiedete das Parlament am 21. März 2003 das Kernenergiegesetz (KEG), welches – zusammen mit der Kernenergieverordnung (KEV) vom 10. Dezember 2004 – am 1. Februar 2005 in Kraft trat. Damit verfügt die Schweiz über eine umfassende Gesetzgebung für die friedliche Nutzung der Kernenergie, die insbesondere den Umgang mit radioaktiven Abfällen detailliert regelt; darüber wird in Ziffer 4 im Detail berichtet.

Weitere, aber nicht spezifisch die Entsorgung betreffende Verordnungen zum Kernenergiegesetz sind in Vorbereitung (z.B. über die Anforderungen an das Personal von Kernanlagen, über die Betriebswachen von Kernanlagen, über die Personensicherheitsprüfungen im Bereich Kernenergie, über sicherheitsklassierte Behälter und Rohrleitungen).

2.3 Verhältnis Strahlenschutzgesetz – Kernenergiegesetz

Aufgrund dieser zeitlichen Entwicklung sind wichtige Sachverhalte, die auch oder insbesondere die Kernenergienutzung betreffen, heute im Strahlenschutzgesetz (bzw. in der Strahlenschutzverordnung) geregelt. Das Strahlenschutzgesetz ist das allgemeine Gesetz, das Kernenergiegesetz diesem gegenüber Spezialgesetz, das heißt soweit das Kernenergiegesetz keine spezifischen Vorschriften enthält, gilt das Strahlenschutzgesetz (Art. 2 Abs. 3 Kernenergiegesetz, Art. 2 Abs. 3 Strahlenschutzgesetz). Die Vorschriften des Strahlenschutzgesetzes sind deshalb auch bei der Erteilung von Bewilligungen nach dem Kernenergiegesetz zu berücksichtigen.

2.4 Richtlinien

Ohne dass es im Atomgesetz vom 23. Dezember 1959 ausdrücklich vorgesehen war, hat die HSK verschiedene sicherheitsrelevante Aspekte der Nutzung der Kernenergie im Rahmen von Richtlinien geregelt. Im Bereich der nuklearen Entsorgung sind dies insbesondere die Richtlinien

- HSK-R-14 Anforderungen an die Konditionierung radioaktiver Abfälle (März 2004)
- HSK-R-29 Anforderungen an die Zwischenlagerung radioaktiver Abfälle (März 2004)
- HSK-R-21 Schutzziele für die Endlagerung radioaktiver Abfälle (November 1993).

In der Kernenergieverordnung wird die HSK beauftragt, für verschiedene sicherheitsrelevante Aspekte Richtlinien zu erlassen. So ist es nach Artikel 11 Absatz 3 der Kernenergieverordnung Auftrag der HSK, spezifische Auslegungsgrundsätze für geologische Tiefenlager in Richtlinien zu regeln, das heißt zum Beispiel die konkrete Ausgestaltung der Tiefenlager (Hauptlager, Pilotlager, Testbereiche) festzulegen.

3. Übersicht über die relevanten Bestimmungen im Strahlenschutzgesetz

Wie in Ziffer 2.3 ausgeführt, gilt das Strahlenschutzgesetz auch für die Nutzung der Kernenergie, soweit das Kernenergiegesetz keine spezifischen Vorschriften enthält. Dies gilt insbesondere für das zweite Kapitel des Strahlenschutzgesetzes: „Schutz von Mensch und Umwelt“. Dort sind zunächst die Grundsätze des Strahlenschutzes festgelegt: Rechtfertigung der Strahlenexposition (Art. 8), Begrenzung des Strahlenexposition (Art.9), Kompetenz des Bundesrates, Dosisgrenzwerte festzulegen (Art. 10).

Der zweite Abschnitt des zweiten Kapitels des Strahlenschutzgesetzes enthält Bestimmungen zum Schutz der strahlenexponierten Personen. Diese Bestimmungen gelten – mit Ausnahme von Artikel 15 betreffend medizinische Strahlenanwendungen – ebenfalls für die Nutzung der Kernenergie.

Ebenso verhält es sich mit dem dritten Abschnitt des zweiten Kapitels des Strahlenschutzgesetzes: Überwachung der Umwelt und Schutz der Bevölkerung bei erhöhter Radioaktivität. Dieser Abschnitt enthält unter anderem Bestimmungen über die Einsatzorganisation bei Ereignissen, die eine Gefährdung der Bevölkerung durch erhöhte Radioaktivität hervorrufen können (Art. 19), über Massnahmen bei Gefährdung durch erhöhte Radioaktivität (Art. 20) und über den Notfallschutz (Art. 22). Alle Regelungen dieses Abschnittes gelten auch für die Nutzung der Kernenergie; das Kernenergiegesetz enthält keine entsprechenden Bestimmungen.

Etwas anders ist es mit der gesetzlichen Regelung über die radioaktiven Abfälle. Zu diesem Thema enthält das Strahlenschutzgesetz lediglich drei Bestimmungen (Art. 25 bis Art. 27): Artikel 25 Strahlenschutzgesetz definiert den Begriff radioaktive Abfälle und enthält die Grundsätze betreffend Umgang mit radioaktiven Abfällen. Der Inhalt dieses Artikels finden sich mehr oder weniger wörtlich in verschiedenen Bestimmungen des Kernenergiegesetzes. Artikel 26 Strahlenschutzgesetz regelt den Umgang mit radioaktiven Abfällen im Betrieb und

die Abgabe radioaktiver Abfälle an die Umwelt; diese Bestimmung gilt auch für den Bereich Kernenergie. Artikel 27 Strahlenschutzgesetz gilt demgegenüber ausdrücklich nur für radioaktive Abfälle, die nicht als Folge der Nutzung von Kernenergie entstehen.

4. Übersicht über die gesetzliche Regelung in Kernenergiegesetz und Kernenergieverordnung

4.1 Gebot der Abfallminimierung

Zu einem verantwortungsvollen Umgang mit radioaktiven Stoffen gehört, möglichst wenig radioaktive Abfälle zu erzeugen. Deshalb statuiert Artikel 30 Absatz 1 KEG, dass mit radioaktiven Stoffen so umzugehen ist, dass möglichst wenig radioaktive Abfälle entstehen. Eine wörtlich gleiche Regelung enthält Artikel 25 Absatz 1 StSG. Artikel 50 KEV konkretisiert, was vorzukehren ist, um dieses Ziel zu erreichen. In diesem Zusammenhang ist zudem die Pflicht zu erwähnen, radioaktive Abfälle möglichst rasch zu konditionieren (Art. 54 Abs. 1 KEV).

4.2 Grundsatz der Entsorgung im Inland

Artikel 30 Absatz 2 KEG legt fest, dass die in der Schweiz anfallenden radioaktiven Abfälle grundsätzlich im Inland entsorgt werden müssen. Dies entspricht dem geltenden schweizerischen Recht (vgl. Art. 25 Abs. 3 StSG) und internationaler Praxis, obwohl es insbesondere für die hochaktiven Abfälle nach übereinstimmender Meinung der Experten wenig Sinn macht, dass jedes Land ein eigenes geologisches Tiefenlager realisiert. Es kann ja sein, dass sich diese Haltung in 10 bis 20 Jahren ändert und es demzufolge in Zukunft möglich sein wird, dass einige Länder zusammen eine solche Anlage bauen und betreiben. Für diesen Fall sieht Artikel 34 Absatz 4 KEG vor, unter welchen Voraussetzungen ausnahmsweise radioaktive Abfälle zur Lagerung exportiert werden dürfen.

4.3 Dauernder Schutz von Mensch und Umwelt

Artikel 4 KEG legt als Grundsatz für die Nutzung der Kernenergie fest, dass Mensch und Umwelt vor Gefährdungen durch ionisierende Strahlungen zu schützen sind. Artikel 30 Absatz 3 KEG nimmt diesen Grundsatz für die radioaktiven Abfälle auf und legt fest, dass diese so entsorgt werden müssen, dass der dauernde Schutz von Mensch und Umwelt gewährleistet ist. Wie dies erreicht werden kann, wird in Form von Schutzzielen in der Richtlinie HSK-R-21 festgelegt. Danach soll

- die Freisetzung von Radionukliden aus einem verschlossenen Endlager in Folge realistischerweise anzunehmender Vorgänge und Ereignisse zu keiner Zeit zu jährlichen Individualdosen führen, die 0.1 mSv überschreiten (Schutzziel 1);
- das aus einem verschlossenen Endlager in Folge unwahrscheinlicher, unter Schutzziel 1 nicht berücksichtigter Vorgänge und Ereignisse zu erwartende radiologische Todesfallrisiko für eine Einzelperson zu keiner Zeit ein Millionstel pro Jahr übersteigen (Schutzziel 2).

Nach allgemein anerkannter Auffassung ist die Lagerung radioaktiver Abfälle in tiefen geologischen Schichten die einzige Methode, welche diesen Anforderungen über einen Zeitraum von mehr als 100'000 Jahren gerecht wird. (vgl. Ziff. 4.7)

4.4 Verursacherprinzip

Nach Artikel 31 Absatz 1 KEG sind die Erzeuger radioaktiver Abfälle, das heisst die Kernkraftwerkbetreiber verpflichtet, die aus ihren Anlagen stammenden radioaktiven Abfälle auf eigene Kosten sicher zu entsorgen; die nukleare Entsorgung ist also keine Bundeauafgabe. Zur Entsorgungspflicht gehören auch die notwendigen Vorbereitungsarbeiten wie Forschung und erdwissenschaftliche Untersuchungen (z.B. Sondierbohrungen) sowie insbesondere die rechtzeitige Bereitstellung eines geologischen Tiefenlagers.

Trotz des Verursacherprinzips kann jedoch die Planung und Umsetzung des Entsorgungsprogramms nicht einfach den Kernkraftwerkbetreibern überlassen werden. Mit den im Kernenergiegesetz neu geschaffenen Instrumenten (behördlich festgelegtes Auswahlverfahren, vgl. Ziff. 4.11; vom Bundesrat zu genehmigendes Entsorgungsprogramm, vgl. Ziff. 4.6) ist eine bestimmende Einflussnahme der Bundesbehörden auf die mit der Entsorgung beauftragte Nationale Genossenschaft für die Entsorgung der radioaktiven Abfälle (Nagra) möglich. Nötigenfalls entsorgt der Bund die radioaktiven Abfälle auf Kosten des Entsorgungsfonds (vgl. Ziff. 4.13), wenn die Entsorgungspflichtigen ihren Pflichten nicht nachkommen.

4.5 Entsorgungsnachweis

Wie schon nach bisherigen Recht muss nach dem neuen Kernenergiegesetz für die Bewilligung neuer Kernkraftwerke der Entsorgungsnachweis erbracht werden (Art. 13 Abs. 1 Bst. d KEG). Neu gilt dies von Gesetzes wegen auch für den weiteren Betrieb der bestehenden KKW (Art. 106 Abs. 2 KEG); dies war bisher nur Auflage in den Betriebsbewilligungen der Kernkraftwerke. Damit bringt der Gesetzgeber zum Ausdruck, dass die weitere Nutzung der Kernenergie von Fortschritten in der nuklearen Entsorgung abhängig ist.

Der Entsorgungsnachweis soll zeigen, dass die Entsorgung in der Schweiz grundsätzlich möglich ist, d.h. dass sich ein Wirtgestein in einer bestimmten Region vorbehältlich weiterer Untersuchungen für die Tiefenlagerung radioaktiver Abfälle eignen könnte. Es handelt sich um den Nachweis der grundsätzlichen Machbarkeit und ist weder ein Standortentscheid noch ein Bewilligungsgesuch für ein konkretes Lagerprojekt. Der Entsorgungsnachweis kann jedoch ein Präjudiz für einen späteren Standortentscheid sein und ist deshalb auch entsprechend umstritten.

Der Entsorgungsnachweis für die schwach- und mittelaktiven Abfälle wurde bereits 1988 als erbracht beurteilt. Das Verfahren der behördlichen Überprüfung des Entsorgungsnachweises für die hochaktiven Abfälle ist im Gang und soll in der zweiten Hälfte 2006 abgeschlossen werden.

4.6 Entsorgungsprogramm

Neu müssen die Entsorgungspflichtigen ein Entsorgungsprogramm erstellen. Dieses enthält auch einen Finanzplan bis zur Außerbetriebnahme der Kernanlagen (Art. 32 KEG). Das Entsorgungsprogramm wird von den Bundesbehörden überprüft und vom zuständigen Departement dem Bundesrat zur Genehmigung unterbreitet. In Artikel 52 der Kernenergieverordnung ist der Inhalt des Entsorgungsprogramms im Einzelnen festgelegt.

Mit der Genehmigung und der Überwachung der Einhaltung des Entsorgungsprogramms erhalten die Bundesbehörden ein wesentliches Instrument, um auf die Entsorgung allgemein und die Tätigkeit der mit der Entsorgung beauftragten Nagra Einfluss zu nehmen.

4.7 Erdwissenschaftliche Untersuchungen

Ähnlich wie die frühere Atomgesetzgebung statuiert das Kernenergiegesetz in den Artikeln 35 und 36 eine Bewilligungspflicht für „erdwissenschaftliche Untersuchungen in möglichen Standortregionen, die dazu dienen, Kenntnisse im Hinblick auf ein geologisches Tiefenlager zu verschaffen“. Gleichzeitig legt das Kernenergiegesetz die Bewilligungsvoraussetzungen sowie den Inhalt der Bewilligung fest. Es geht bei diesen bewilligungspflichtigen erdwissenschaftlichen Untersuchungen um größere Vorhaben wie Sondierbohrungen und unterirdische Felslabors; Untersuchungen, die nur geringfügige Beeinträchtigungen zur Folge haben, kann der Bundesrat von der Bewilligungspflicht ausnehmen.

Die Bewilligung wird nach Durchführung eines beim Bund konzentrierten Bewilligungsverfahrens (vgl. Ziff. 4.10) durch das Departement erteilt, mit Beschwerdemöglichkeit an die zuständige Rekurskommission (erstinstanzliches Bundesverwaltungsgericht) und danach an das Bundesgericht.

4.8 Geologische Tiefenlager

Um in der politisch äusserst kontroversen Frage der nuklearen Entsorgung weiter zu kommen, hat das UVEK im Juni 1999 die Expertengruppe Entsorgungskonzepte für radioaktive Abfälle (EKRA) eingesetzt. Sie erhielt den Auftrag, die Grundlagen zu erarbeiten, um die verschiedenen Entsorgungskonzepte zu vergleichen. Die EKRA hat in der Folge das Konzept der kontrollierten geologischen Langzeitlagerung entwickelt und dieses mit der Endlagerung, der Zwischenlagerung und der Dauerlagerung unter den Aspekten der aktiven und passiven Sicherheit, der Überwachung und Kontrolle sowie der Rückholbarkeit verglichen.

Gestützt auf die Empfehlung der Fachleute und insbesondere der Expertenkommission basiert das Kernenergiegesetz auf dem Konzept des geologischen Tiefenlagers, das nach einer längeren Beobachtungsphase in ein Endlager überführt wird. Dieses Konzept sieht zusätzlich zum eigentlichen Abfalllager oder „Hauptlager“ die Errichtung eines Pilotlagers und von Testbereichen sowie vor dem Verschluss eine Phase der Beobachtung und erleichterten Rückhbarkeit der Abfälle vor. Das Konzept entspricht damit den Anforderungen der Langzeitsicherheit und erfüllt die gesellschaftlichen Forderungen, welche sich am Prinzip der Reversibilität orientieren. Die geologische Endlagerung wird mit diesem Konzept schrittweise erreicht. Der Verschluss des Tiefenlagers muss bei Beginn der Beobachtungsphase vorbereitet

werden, und das Lager muss jederzeit verschlossen werden können. Die Einzelheiten über die geologische Tiefenlagerung sind in den Artikel 37 bis 41 des Kernenergiegesetzes sowie in den Artikel 62 bis 72 der Kernenergieverordnung geregelt.

Speziell erwähnt werden soll in diesem Zusammenhang die gesetzlich vorgesehene Schaffung eines unterirdischen Schutzbereichs um ein Tiefenlager. Die Beeinträchtigung der Sicherheit eines solchen Lagers durch menschliches Eindringen ist ein mögliches Störfallszenarium. So könnte etwa das Anbohren des Lagers oder des umliegenden Gesteins eine Durchbrechung von Sicherheitsbarrieren verursachen und zu einer Erhöhung der Strahlenexposition von Personen in der Umgebung des geologischen Tiefenlagers führen. Artikel 40 des Kernenergiegesetzes sieht vor, dass im Untergrund um ein geologisches Tiefenlager herum ein dreidimensionaler Schutzbereich gebildet wird. Die Ausdehnung dieses Schutzbereichs hängt vom Abfallinventar und von den geologischen und technischen Barrieren ab; sie kann in der horizontalen Richtung einige wenige Kilometer betragen. Der Schutzbereich ist in die kantonalen Raumpläne einzutragen und im Grundbuch anzumerken. Tiefbohrungen, Stollenbauten, Sprengungen und andere Vorhaben, durch die ein Schutzbereich berührt wird, sind bewilligungspflichtig.

4.9 Rahmenbewilligung mit fakultativem Referendum

Nach altem und nach neuem Recht (Art. 12 KEG) braucht es für den Bau einer neuen Kernanlage (auch für geologischen Tiefenlager) eine Rahmenbewilligung. Mit der Rahmenbewilligung wird über die grundlegenden Aspekte entschieden, wie Standort und Zweck einer Kernanlage, die Grundzüge des Projektes (bei Lagern: Kategorien des Lagergutes, maximale Lagerkapazität) sowie über die maximal zulässige Strahlenexposition für Personen in der Umgebung der Anlage. Die Rahmenbewilligung wird wie bisher vom Bundesrat erteilt und ist vom Parlament zu genehmigen. Neu untersteht der Beschluss des Parlamentes über die Genehmigung einer Rahmenbewilligung dem fakultativen Referendum, das heisst, wenn 50'000 Stimmbürgerinnen und Stimmbürger es verlangen, findet darüber eine Volksabstimmung statt.

Auf einen Aspekt soll in diesem Zusammenhang speziell hingewiesen werden: Artikel 12 Absatz 3 KEG hält lapidar fest: „Kernanlagen mit geringem Gefährdungspotenzial bedürfen keiner Rahmenbewilligung. Der Bundesrat bezeichnet diese Anlagen“. Aber was heißt „geringes Gefährdungspotenzial“? Dass die Konkretisierung dieser Bestimmung in der Kernenergieverordnung zu heftigen politischen Auseinandersetzungen führte, kann nicht erstaunen, denn damit wird festgelegt, welche Projekte dem fakultativen Referendum unterstehen und welche nicht.

Die jetzige Regelung (Art. 22 KEV) ist ausserordentlich technisch und für Nichtfachleute schwer verständlich. Das Kriterium des „geringen Gefährdungspotentials“ ist primär auf Kernkraftwerke ausgerichtet und, vereinfacht gesagt, so definiert, dass die Häufigkeit von definierten Störfällen mit einer bestimmten Strahlendosis aus diesen Störfällen den Wert von 10^{-6} pro Jahr nicht übersteigen darf. Für Zwischenlager und geologische Tiefenlager gilt als zusätzliches Kriterium, dass die Summe der Aktivitäten aller einzulagernden Nuklide einen bestimmten Wert nach der Strahlenschutzverordnung nicht übersteigen darf.

4.10 Konzentration der Bewilligungskompetenzen bei den Bundesbehörden

In einem Bundesstaat von zentraler Bedeutung ist das Verhältnis der Zuständigkeiten von Zentralstaat und Gliedstaaten, das heisst in der Schweiz von Bund und Kantonen. Nach der alten Atomgesetzgebung beurteilte der Bund abschliessend alle nuklearen Aspekte einer Kernanlage; die Kantone ihrerseits beurteilten und entschieden zusätzlich alle Rechtsfragen, die in ihrem Kompetenzbereich liegen, wie Raumplanung (Zonenkonformität), Bergregal (Bergrecht), Gewässernutzung, Naturschutz, Arbeitsrecht. Diese Kompetenzteilung konnte dazu führen, dass ein unter nuklearen Gesichtspunkten bewilligungsfähiges Projekt nicht realisierbar war, weil die erforderlichen kantonalen bzw. kommunalen Bewilligungen nicht erteilt wurden oder Raumpläne nicht angepasst wurden.

Mit dem Bundesgesetz vom 18. Juni 1999 über die Koordination und Vereinfachung von Entscheidverfahren hat der Bund für verschiedene, national bedeutungsvolle Infrastrukturvorhaben ein einheitliches, beim Bund konzentriertes Bewilligungsverfahren eingeführt. Die gilt unter anderem für militärische Anlagen, Wasserkraftwerke, elektrische Anlagen, Eisenbahnanlagen, Erdgas- und Erdöl- Hochdruckleitungen, Flughäfen.

Bei der Novellierung des Atomrechtes wurde diese umfassende Verfahrenskonzentration auch im nuklearen Bereich eingeführt.

4.11 Sachplan geologischer Tiefenlager

Nach bisherigem Recht war es ausschliesslich Sache der KKW-Betreiber, die erforderlichen Arbeiten für die Entsorgung der radioaktiven Abfälle zu veranlassen und den Behörden die gesetzlich vorgeschriebenen Bewilligungsgesuche z.B. für geologische Tiefenlager einzureichen. Es gab insbesondere keine gesetzlichen Vorgaben, nach welchen Kriterien die Evaluation von Standorten für geologische Tiefenlager erfolgen sollte.

Das hat sich mit der neuen Kernenergiegesetzgebung geändert. Artikel 5 der Kernenergieverordnung bestimmt Folgendes: „ Der Bund legt in einer Sachplan die Ziele und Vorgaben für die Lagerung der radioaktiven Abfällen in geologischen Tiefenlagern für die Behörden verbindlich fest“. Ich brauche mich dazu nicht weiter zu äussern; mein Mitarbeiter Michael Aebersold hat dies in seinem Referat „Die Entsorgung der radioaktiven Abfälle im Spannungsfeld von Wissenschaft, Gesellschaft und Politik“ ausführlich dargestellt.

4.12 Gerichtliche Überprüfbarkeit atomrechtlicher Entscheide

Bisher wurden atomrechtliche Bau- und Betriebsbewilligungen vom Bundesrat erteilt, ohne dass die Möglichkeit bestand, diese Entscheide gerichtlich überprüfen zu lassen. Diese rechtsstaatlich problematische, vom Europäischen Gerichtshof für Menschenrechte jedoch akzeptierte gesetzliche Regelung wurde mit dem Kernenergiegesetz wesentlich geändert: Neu ist die Erteilung atomrechtliche Bau- und Betriebsbewilligungen Sache des zuständigen Departements. Dessen Entscheide können bei einer mit voller Prüfungszuständigkeit (betr. Sachverhaltsfeststellung und Rechtsfragen) ausgestatteten verwaltungsunabhängigen Rekurskommission angefochten und anschliessend an das Schweizerische Bundesgericht weiter gezogen werden.

Die Überprüfung verwaltungsrechtlicher Entscheide durch unabhängige Gerichte ist für Juristen eine Selbstverständlichkeit. Der Ausbau des Rechtschutzes im Bereich der Kernenergie ist deshalb zu begrüssen, auch wenn dies den Bau und die Inbetriebnahme von Kernanlagen verzögern kann.

4.13 Sicherstellung der Finanzierung der Stilllegung und der Entsorgung

Im schweizerischen Kernenergierecht gibt es seit 1983 den Stilllegungsfonds für Kernanlagen und seit 2000 den Entsorgungsfonds für Kernkraftwerke. Für beide Fonds wurde mit dem Kernenergiegesetz eine umfassende gesetzliche Grundlage geschaffen.

Mit dem Stilllegungsfonds werden die Kosten für die Stilllegung und den Abbruch ausgedienter Kernanlagen sowie die Entsorgung der dadurch entstehenden Abfälle (Stilllegungskosten) sichergestellt. Der Entsorgungsfonds für Kernkraftwerke andererseits dient der Sicherstellung der Kosten, die für die Entsorgung der Betriebsabfälle und der bestrahlten Brennelemente nach dem Verlassen der Kernkraftwerke anfallen (Entsorgungskosten). Beide Fonds werden durch Beiträge der Kernkraftwerkbetreiber gespiesen, haben eigene Rechtspersönlichkeit und werden von einer Verwaltungskommission geleitet, in der die Kernkraftwerkbetreiber vertreten sind.

Bei aller Problematik langfristiger Kapitalanlagen sind diese gesetzlich vorgeschriebenen Fonds geeignete Instrumente, um künftig und insbesondere nach der Ausserbetriebnahme anfallende Kosten bestmöglich zu erfassen, in die heutigen Gestehungskosten einfliessen zu lassen, ausserhalb der Kernkraftwerkbetreiber-Gesellschaften sicher zu stellen und künftige Generationen möglichst wenig damit zu belasten.

4.14 Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente

Bis anhin gab es in der schweizerischen Gesetzgebung keine Regelung über die Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente. Die schweizerischen Kernkraftwerkbetreiber schlossen seinerzeit für einen Teil der abgebrannten Brennelemente Verträge für die Wiederaufarbeitung in den entsprechenden Anlagen in Frankreich und Grossbritannien ab.

Angesichts der politischen Kontroverse um die Wiederaufarbeitung beantragte der Bundesrat in seiner Botschaft an das Parlament, sowohl die Wiederaufarbeitung in der Schweiz als auch die Ausfuhr abgebrannter Brennelemente in die Wiederaufarbeitung ins Ausland zu verbieten. In der parlamentarischen Beratung führte dieser Vorschlag zu heftigen Auseinandersetzungen, denn die Befürworter der Kernenergie lehnten diese Einschränkung ab. Als Kompromiss obsiegte schliesslich ein Moratorium: Nach Artikel 106 Absatz 4 des Kernenergiegesetzes dürfen abgebrannte Brennelemente während einer Zeit von 10 Jahren ab dem 1. Juli 2006 nicht mehr zur Wiederaufarbeitung ausgeführt werden. Das Parlament kann diese Frist durch einfachen Bundesbeschluss (d.h. ohne Möglichkeit des fakultativen Referendums) um höchstens 10 Jahre verlängern.

5. Würdigung

Nach rund 30-jährigen, durch Volksinitiativen und die Katastrophe von Tschernobyl unterbrochenen Vorarbeiten hat das Parlament am 21. März 2003 das Kernenergiegesetz gutgeheißen; es ist am 1. Februar 2005 in Kraft getreten, ohne dass dagegen das Referendum ergriffen worden wäre. Zusammen mit dem Strahlenschutzgesetz vom 22. März 1991 verfügt die Schweiz damit über eine umfassende Gesetzgebung für die friedliche Nutzung der Kernenergie, die insbesondere den Umgang mit radioaktiven Abfällen im Detail regelt. Wesendliche Elemente im Bereich Entsorgung sind: Verursacherprinzip, Entsorgung im Inland, Stilllegungen der Kernanlagen, Entsorgung der radioaktiven Abfälle in geologischen Tiefenlagern, Sicherstellung der Kosten von Stilllegung und Entsorgung. Wie bis anhin ist die Entsorgung der radioaktiven Abfälle Pflicht der Abfallverursacher und keine Bundesaufgabe. Neue Instrumente (insbesondere Entsorgungsprogramm und Sachplan geologische Tiefenlager) geben den Bundesbehörden die Möglichkeit, steuernd auf den Gang der nuklearen Entsorgung Einfluss zu nehmen.

DIE RECHTLICHEN REGELUNGEN FÜR DIE ENTSORGUNG RADIOAKTIVER STOFFE IN DEUTSCHLAND

THE LEGAL FRAMEWORK FOR THE MANAGEMENT OF NUCLEAR WASTE IN GERMANY

Michael Paul

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, Deutschland

Zusammenfassung *– In Deutschland findet zur Zeit eine Diskussion über die Neuregelung des rechtlichen Rahmens der Entsorgung, insbesondere der Endlagerung radioaktiver Abfälle statt. Der Bundesumweltminister hat am 23.06.2005 einen Entwurf für ein „Gesetz zur Errichtung eines Verbands und Festlegung eines Standortauswahlverfahrens für ein Endlager für radioaktive Abfälle (Verbands- und Standortauswahlgesetz)" vorgestellt. Der derzeit geltende rechtliche und tatsächliche Stand der Endlagerung in Deutschland wird dargestellt. Anschließend werden die Eckpunkte des Gesetzentwurfs, insbesondere das Verbandsmodell und das Standortauswahlverfahren, vorgestellt.*

Summary *– In Germany the legal framework for the management of nuclear waste in particular disposal is being discussed. On 23 June 2005 the Federal Minister for Environment presented a draft "Act on the Establishment of an Association and on the Specification of a Site Selection Procedure for the Final Disposal of Radioactive Wastes (Association and Site Selection Procedure Act)" in Germany. The current legal framework and the present status of the disposal of radioactive waste in Germany is being described. Finally the main topics of the draft act including the establishment of an association for disposal and the procedure of selecting a repository-site will be presented.*

Schlüsselwörter *– Endlagerung, radioaktive Abfälle, Rechtsrahmen*
Keywords *– disposal, radioactive waste, legal framework*

<u>Hinweis: Das Manuskript gibt den Stand Ende Juni 2005 wieder!</u>

1. Vorbemerkung

Sehr geehrte Damen und Herren,

bereits heute gibt es auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland circa 5.500 Tonnen hochradioaktive und rund 100.000 m^3 schwach- bis mittelaktive Abfälle. Die Entsorgung und insbesondere die Endlagerung radioaktiver Abfälle ist daher eine Aufgabe, die gelöst werden muss – unabhängig von der Frage der weiteren Nutzung der Kernenergie zur Stromerzeugung.

Wer muss diese Aufgabe lösen? Aus dem Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit und der Generationengerechtigkeit sollte diese Verantwortung die Generation übernehmen, die auch die Vorteile der Kernenergienutzung hat.

Es gibt verschiedene Möglichkeiten, wie Entsorgung und Endlagerung konzeptionell, technisch und rechtlich umgesetzt werden können. Ich beschränke mich im Folgenden darauf, Ihnen den rechtlichen Rahmen der Endlagerung in Deutschland als dem zentralen Baustein der Entsorgung darzustellen.

Dies bietet sich auch deshalb an, weil in Deutschland gerade eine aktuelle Diskussion darüber geführt wird, wie die Konzeption und der rechtliche Rahmen der Endlagerung neu gestaltet werden soll. Der Auslöser dieser Debatte ist der Entwurf eines Verbands- und Standortauswahlgesetzes für ein Endlager für radioaktive Abfälle, das der deutsche Bundesumweltminister am 23. Juni 2005 vorgestellt hat.

Ich werde daher im ersten Teil meines Vortrags den geltenden rechtlichen Rahmen in knapper Form skizzieren. Schwerpunktmäßig werde ich Ihnen dann im zweiten Teil die Grundzüge des Entwurfs für ein Verbands- und Standortauswahlgesetz und damit die neuesten Entwicklungen auf diesem Gebiet vorstellen.

Auf die übrigen Schritte der Entsorgung sowie auf die rechtlichen Vorgaben von internationaler oder EU-Ebene gehe ich aus Zeitgründen nicht ein.

2. Rechtlicher Rahmen de lege lata

Der rechtliche Rahmen der Endlagerung radioaktiver Abfälle in Deutschland bestimmt sich nach den Vorschriften des Atomgesetzes und weiterer atomrechtlicher Vorschriften wie der Strahlenschutzverordnung.

2.1 Aufgabe, Organisation und Finanzierung

In diesem Bereich ist dem Bund durch § 9a Abs. 3 Atomgesetz die Aufgabe zugewiesen, Endlager einzurichten. Insofern hat der Gesetzgeber 1976 mit Einführung dieser Regelung die Festlegung getroffen, dass nicht die Verursacher radioaktiver Abfälle mit der Aufgabe betraut werden, sondern dass der Staat diese Aufgabe wahrnimmt.

Die Verursacher werden allerdings finanziell zur Verantwortung gezogen. Grundlage ist dabei das Beitragsrecht, das auch bei der Finanzierung von technischen Anlagen wie Straßen oder Abwasserleitungen in Deutschland ein übliches Finanzierungsinstrument ist. Durch Vorausleistungen auf Beiträge haben die Verursacher bis heute bereits über 2 Mrd. € für die Endlagerprojekte des Bundes gezahlt.

Der Bund kam und kommt der Aufgabe der Endlagerung dadurch nach, dass das Bundesamt für Strahlenschutz für den Bund als Antragstellerin Endlager erkundet und einrichtet. Genehmigungsbehörde im nach § 9b Atomgesetz notwendigen Planfeststellungsverfahren für Endlager ist die jeweilige Landesbehörde. Aufsicht über die Endlager übt die Arbeitseinheit „Eigenüberwachung“ des BfS aus.

Das BfS bedient sich bei der Erkundung und Einrichtung von Endlagern - wie in § 9a Abs. 3 des Atomgesetzes vorgesehen - eines privaten Verwaltungshelfers, der DBE, der Deutschen Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe GmbH.

2.2 Bisherige Projekte

Bis zum heutigen Tag ist das Bundesamt für Strahlenschutz für drei Projekte zuständig: Schacht Konrad, Gorleben und Morsleben.

2.2.1 Schacht Konrad

Der Antrag auf Planfeststellung des Endlagers Schacht Konrad ist zum Abschluss gebracht. Die niedersächsische Landesregierung hat das Endlager Schacht Konrad 2002 genehmigt. Über die Rechtmäßigkeit dieser Genehmigung findet derzeit eine gerichtliche Auseinandersetzung statt. Der Antrag auf Sofortvollzug wurde vom BfS zurückgezogen – im Einklang mit der sogenannten „Konsensvereinbarung“ von Bund und Energiewirtschaft aus dem Jahre 2000[1]. Daher ist die Genehmigung für Schacht Konrad derzeit nicht ausnutzbar. Mit einem Abschluss des erstinstanzlichen Verfahrens ist frühestens im nächsten Jahr zu rechnen.

2.2.2 Gorleben

Für das Endlagerprojekt Gorleben betreibt das BfS die Erkundung des Salzstocks. Die Erkundung ist seit Oktober 2000 auf den Offenhaltungsbetrieb beschränkt. Auch dies steht in Einklang mit der „Konsensvereinbarung“ vom 14. Juni 2000. Dort ist festgelegt, dass die Erkundung für mindestens drei, längstens zehn Jahre unterbrochen wird. In dieser Zeit sollen konzeptionelle und sicherheitstechnische Zweifelsfragen im Zusammenhang mit der Eignung des Salzstocks in Gorleben als Endlager geklärt werden, die nicht durch eine weitere Erkundung beantwortet werden können. Um den Standort gegen Eingriffe Dritter zu sichern, hat die Bundesregierung eine Veränderungssperren-Verordnung nach § 9g des Atomgesetzes erlassen, die im Juli 2005 in Kraft getreten ist und zehn Jahre gilt[2].

2.2.3 Morsleben

Weiterhin ist das BfS Betreiberin des ehemaligen DDR-Endlagers Morsleben. Dort wurden bis 1998 leicht- bis mittelaktive Abfälle eingelagert. Nunmehr bereitet das BfS die Stilllegung vor. Die Kosten der Stilllegung, die sicherlich einen Milliardenbetrag haben werden, werden als einigungsbedingte "Erblast" vom Bund getragen.

2.3 Weitere atomrechtliche Regelungen

Was den Strahlenschutz angeht, so trifft die Strahlenschutzverordnung keine Sonderregelungen für die Endlagerung. So richtet sich beispielsweise der Arbeitsschutz bei der Endlagerung nach den gleichen Vorschriften wie sie für andere kerntechnische Anlagen gelten.

---

1 abgedruckt z.B. in NVwZ Beilage IV/2000

2 Verordnung zur Festlegung einer Veränderungssperre zur Sicherung der Standorterkundung für eine Anlage zur Endlagerung radioaktiver Abfälle im Bereich des Salzstocks Gorleben, BR-Drucks. 337/05

3. Ziele einer Novelle

Die Politik der Bundesregierung im Bereich der Endlagerung radioaktiver Abfälle hat sich mit dem Regierungswechsel 1998 geändert. Das geltende Entsorgungskonzept wurde nach Aussage des Koalitionsvertrages der Regierungsparteien SPD und Bündnis 90/Die Grünen 1998 für inhaltlich gescheitert erklärt[3]. Ziel der Bundesregierung ist seitdem, alle Arten radioaktiver Abfälle in einem Endlager zu lagern.

3.1 Standortauswahlverfahren

Für dieses eine Endlager soll ein Standortauswahlverfahren durchgeführt werden. Vorschläge für Standortauswahlkriterien und ein Standortauswahlverfahren hat das von dem Bundesumweltministerium eingesetzte Beratergremium „Arbeitskreis Auswahlkriterien Endlagerstandorte“, kurz AkEnd genannt, im Dezember 2002 dem Bundesumweltministerium vorgelegt. Auch die Koalitionsvereinbarung von 2002 bekräftigt das Ein-Endlager-Ziel. Dort ist auch eine gesetzliche Regelung des Auswahlverfahrens einschließlich Zuständigkeits- und Verfahrensfragen vorgesehen. Für die Finanzierung der Standortauswahlsuche wird danach eine Verständigung mit den Energieversorgungsunternehmen angestrebt.

Unabhängig vom politischen Standort des Beobachters muss festgestellt werden, dass in Deutschland die Endlagerung ein schwieriger Prozess ist. Gerade das Schicksal des Planfeststellungsbeschlusses für Schacht Konrad zeigt, welche Folgen es hat, dass es über die Frage der Endlagerung radioaktiver Abfälle in Deutschland keinen gesellschaftlichen Konsens gibt. Das Verfahren hat 20 Jahre gedauert. Ein Grund war sicherlich, dass die politische Ausrichtung der jeweiligen Landes- und Bundesregierungen lange Zeit unterschiedlich war. Das Genehmigungsverfahren fand erst seinen Abschluss, als sich die Bundesregierung - im Einvernehmen mit der niedersächsischen Landesregierung - und die hauptbetroffenen kernenergiebetreibenden Energieversorgungsunternehmen über die Rahmenbedingungen der künftigen Nutzung der Kernenergie in Deutschland im Rahmen der bereits angesprochenen sogenannten "Konsensvereinbarung" vom 14. Juni 2000 geeinigt hatten.

Der Ansatz des AkEnd, durch ein transparentes Auswahlverfahren mehr Akzeptanz zu schaffen, verdient insofern als eine mögliche Lösung Beachtung.

3.2 „Doppelrolle“ des BfS entflechten

Neben der rechtlichen Regelung eines Standortauswahlverfahrens entsprechend der Vorgabe der Koalitionsvereinbarung kann die Neuregelung der rechtlichen Rahmenbedingungen für die Endlagerung radioaktiver Abfälle für weitere Fortentwicklungen genutzt werden. Insbesondere können die Erfahrungen einbezogen werden, die in den letzten Jahrzehnten bei der Endlagersuche und –erkundung gemacht wurden.

So kann bei dieser Gelegenheit die „Doppelrolle“ des Bundesamtes für Strahlenschutz entflochten werden. Nach bisheriger Rechtslage ist das BfS sowohl einerseits Antragstellerin und Betreiberin von Endlagern, zugleich übt andererseits eine organisatorisch getrennte und mit eigener Verantwortung versehene Arbeitseinheit des Bundesamtes für Strahlenschutz, die sogenannte „Eigenüberwachung“, die Aufsicht über die Endlagerbetreiberin BfS aus. Gerade

---

[3] auszugsweise abgedruckt z.B. in Posser/Schmans/Müller-Dehn: Atomgesetz, Köln/Berlin/Bonn/München, 2003, S. 363f.

im internationalen Bereich ist es schwierig, diese Doppelfunktion des BfS nachvollziehbar zu erklären, auch wenn – das darf ich hier auch feststellen - höchstrichterlich diese Konstruktion als unbedenklich eingestuft wurde[4].

3.3 Neuordnung der Zuständigkeiten

Weiterhin kann eine Entflechtung auch im Bereich der Zuständigkeiten und Verantwortlichkeiten für die Genehmigungsverfahren für Endlager vorgenommen werden. Derzeit werden Endlager von den zuständigen Landesbehörden genehmigt. Diese führen dabei das Atomgesetz als Fachgesetz in Bundesauftragsverwaltung aus. Sie unterliegen damit nach Artikel 85 des Grundgesetzes der Rechts- und Fachaufsicht des Bundes. Dies führt dazu, dass auch im Bereich der Genehmigung der Bund eine Doppelfunktion einnimmt, zum einen ist er Antragsteller und Betreiber des Endlagers, zum anderen unterliegt die für die Endlagergenehmigung zuständige Landesbehörde seiner Rechts- und Fachaufsicht, die bis hin zur Vollweisung gehen kann.

Eine Entflechtung kann dadurch erfolgen, dass der Bund – gegebenenfalls auch im Zuge einer umfassenden Neuregelung der Zuständigkeiten der Atomverwaltung[5] - Genehmigungsbehörde für das eine Endlager für alle Arten radioaktiver Abfälle wird. Die Rolle der zuständigen Fachbehörde kann das Bundesamt für Strahlenschutz übernehmen.

3.4 Stärkung der Verursacherverantwortung

Außerdem sollte die Weiterentwicklung des rechtlichen Rahmens für die Endlagerung genutzt werden, die Verursacherverantwortung zu stärken. Gerade auch von Seiten der Energiewirtschaft war in der Vergangenheit zu hören, dass die Aufgabenwahrnehmung der Endlagersuche und der -errichtung durch den Bund nicht effizient sei. Dabei geht es letztlich um ein Argument, das auch in anderen Zusammenhängen oft zu hören ist: Die öffentliche Hand könne nicht so effizient handeln wie eine Privater. Sie sehen es mir bitte nach, dass ich dieses Argument hier nicht weiter bewerte.

Dieser letzte von mir genannte Punkt, die Stärkung der Verursacherverantwortung, bedingt eine Neuorganisation der Endlagerung.

4. Rechtlicher Rahmen de lege ferenda

Der von Bundesumweltminister am 23. Juni 2005 vorgestellte Entwurf eines Verbands- und Standortauswahlgesetzes enthält daher insbesondere zu zwei Themenkomplexen Regelungen: Zum Ersten die gesetzliche Regelung eines Standortauswahlverfahrens. Zum Zweiten die Neuorganisation der Endlagersuche und -errichtung durch Einrichtung eines öffentlich-rechtlichen Zwangsverbands.

---

4 siehe BVerwG 11 C 1.96 vom 21. Mai 1997, S. 21

5 zur Neuorganisation der Atomverwaltung siehe Vortrag von Ministerialdirektor Wolfgang Renneberg, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, auf dem Deutschen Atomrechtstag 2004 am 11./12. November 2004, Berlin

4.1 Endlagerverband

4.1.1 Grundidee

Das Verbands- und Standortauswahlgesetz geht für die Endlagersuche und –errichtung von dem sogenannten Verbandsmodell aus. Grundidee ist, die Hauptverursacher radioaktiver Abfälle zu einem Zwangsverband zusammenzuschließen. Diesem Verband wird die Aufgabe übertragen, ein Endlagerstandort-Auswahlverfahren durchzuführen sowie das Endlager zu errichten und zu betreiben. Finanzieren wird er seine Tätigkeit über Mitgliedsbeiträge. Die bisher staatliche Aufgabe der Erkundung und Einrichtung von Endlagern wird auf diese öffentlich-rechtliche Körperschaft „Endlagerverband“ übertragen. Die bisherige Aufgabe des Bundes nach § 9a Abs. 3 des Atomgesetzes wird sich dann auf eine Rechtsaufsicht des BMU über den Verband beschränken. Das BfS unterstützt dabei das BMU bei der Wahrnehmung der Rechtsaufsicht, wodurch der dort vorhandene Sachverstand einbezogen werden kann.

4.1.2 Anerkanntes Modell

Verbandsmodelle als Möglichkeiten, staatliche Aufgabenerledigung zu organisieren, sind grundsätzlich weder eine neue Idee noch eine auf das Atomrecht beschränkte. Das zeigt sowohl ein Blick in die Vergangenheit als auch einen Blick in andere Rechtsgebiete.

Bereits Mitte der 90er Jahre wurde eine solche öffentlich-rechtliche Körperschaft vom Bund als Überlegung für eine Atomgesetznovelle ins Spiel gebracht. Sie konnte sich aber letztlich politisch nicht durchsetzen. In anderen Rechtsgebieten nehmen Verbände zum Teil schon seit vielen Jahrzehnten erfolgreich staatliche Aufgaben wahr. Ich nenne nur beispielhaft wasserwirtschaftliche Verbände, abfallrechtliche Verbände oder auch den Erdölbevorratungsverband: Ihm sind ein Teil der Krisenplanung und des Krisenmanagements im Falle von Öllieferengpässen übertragen.

Gerade die Entscheidung des Bundesverfassungsgerichts vom Dezember 2002 zum Lippe-Verband[6] hat bestätigt, dass der Gesetzgeber frei ist, Aufgaben der Staatsverwaltung auf rechtlich selbständige öffentlich-rechtliche Körperschaften zu delegieren. Dabei hat er zu beachten, dass eine ausreichende demokratische Legitimation gegeben ist und der Verband hinreichende Selbstverwaltungsautonomie besitzt.

4.1.3 Vorteile

Die Vorteile derartiger Verbände sind zum Ersten, dass die von der Wahrnehmung der Aufgabe Betroffenen unmittelbar Einfluss auf die Ausübung der Aufgabe haben. So können in Abfallverbänden gerade die Abfallverursacher ihr Know-how, das sie im Umgang mit diesen Stoffen haben, einbringen. Zum Zweiten wird das Verursacherprinzip gestärkt, wenn diejenigen, die letztlich die Aufgabenerfüllung durch ihr Handeln veranlasst haben, auch die Aufgabe übernehmen. Und schließlich ist es zum Dritten sicherlich nicht ureigenste Staatsaufgabe, die Entsorgung von Abfällen selbst vorzunehmen. Eine Übertragung dieser Aufgabe ist insofern auch ordnungspolitisch vorteilhaft.

---

6 BVerfG, 2 BvL 5/98, Beschluss vom 5. Dezember 2002

4.1.4 Mitgliedschaft

Für den Bereich der Endlagerung radioaktiver Abfälle gibt es verschiedene Möglichkeiten, wer als Mitglied zu einem solchen Zwangsverband zusammengefasst sein könnte. Der vorgelegte Gesetzentwurf sieht eine Beschränkung der Mitglieder auf die Konzernholdings der kernenergiebetreibenden Unternehmen in Deutschland vor. Damit wären nach derzeitigem Stand vier Unternehmen Mitglieder des Endlagerverbands.

Diese Lösung hat den Vorteil, dass die „Handhabbarkeit" des Verbands hoch ist. Außerdem gibt sie den EVU einen weiten Spielraum für gesellschaftsrechtliche Ausgestaltungen der Betreiberunternehmen, ohne dass sich diese „gesellschaftsrechtliche Kreativität" auf die Mitgliedschaft im Endlagerverband auswirken würde. Zudem wird eine klare Aufgabentrennung zwischen öffentlicher Hand einerseits und privaten Abfallverursachern andererseits realisiert.

Die ausschließliche Heranziehung der Energiekonzerne zu Mitgliedern ist gerechtfertigt, da diese nach dem Verursacherprinzip den Löwenanteil an den finanziellen Aufwendungen eines Endlagers für alle radioaktive Abfälle tragen müssten. Nach dem Schlüssel der Endlagervorausleistungs-Verordnung[7] sind die Betreiber von Kernkraftwerken, also die Tochterunternehmen der vier kernenergienutzenden Konzernmütter, zu 96,5 % an den Kosten eines Endlagers für alle Arten radioaktiver Abfälle beteiligt.

4.1.5 Finanzierung

Die Finanzierung der Aufgaben des Endlagerverbands erfolgt daher im Wesentlichen über die Mitgliedsbeiträge.

Wie werden die „sonstigen" privaten und öffentlichen Abfallverursacher, die nach heutigem Stand verpflichtet sind, sich über Endlager-Vorausleistungen an den Kosten der Endlagerung zu beteiligen, finanziell herangezogen? Der Entwurf des Verbands- und Standortauswahlgesetzes sieht dazu Folgendes vor: Der Kreis der Abfallverursacher, der bisher vorausleistungspflichtig war, aber nicht Teil von Energiekonzernen ist, die ohnehin Zwangsmitglieder des Verbands sind, wird verpflichtet, einen Nachweis über die mögliche Ablieferung seiner Abfälle an das Endlager zu führen. Dieser Endlagernachweis ist in Form einer vertraglichen Vereinbarungen mit dem Endlagerverband zu erbringen, wonach dieser Verursacher – gegen Zahlung eines Entgelts – das Recht vom Endlagerverband erwirbt, an das Endlager seine Abfälle abzuliefern.

Die Landessammelstellen zahlen für die Endlagerung der bei ihnen abgelieferten Abfälle einen Endlagerkostenanteil an den Verband.

Die Finanzierungsquellen des Verbands sind daher die Beiträge seiner Mitglieder, die Entgelte der „sonstigen" Abfallverursacher sowie über die Kostenbeiträge der Landessammelstellen (Endlagerkostenanteile).

Die Anknüpfungspunkte bzw. der Verteilungsschlüssel für die Finanzierung muss kostendeckend und verursachergerecht sein. Dabei sind das Volumen, die Wärmeentwicklung und die Radiotoxizität der voraussichtlich endzulagernden Abfälle angemessen zu berücksichtigen.

---

[7] zuletzt novelliert mit Verordnung vom 6. Juli 2004, BGBl. I S. 1476

Die Diskussion, wie genau diese Anknüpfung aussehen soll, steht ohnehin auf der Tagesordnung: Mit der Novelle der Endlagervorausleistungs-Verordnung vom Juli 2004 wurde ein gesetzlicher Überprüfungsmechanismus eingeführt. Nach § 6 Abs. 4 der EndlagerVlV sind die Verteilungsschlüssel der Verordnung im Abstand von drei Jahren zu überprüfen und gegebenenfalls anzupassen. Diese Überprüfung läuft derzeit. Die Ergebnisse der Überprüfung werden sicherlich Eingang in die Bemessungsgrundsätze der Mitgliedsbeitrage des Verbands finden. Je nach Ausgestaltung der Mitgliedsbeiträge würden die von den Energieversorgungsunternehmen für die Endlagerung gebildeten Rückstellungen unangetastet bleiben.

4.1.6 Weitere Regelungen zum Verband

Eine wichtige Rolle kommt dem Verbands- und Standortauswahlgesetz dadurch zu, dass darin geregelt wird, was genau die Aufgabe des Verbands ist. Auch die wesentlichen Rechtsverhältnisse des Verbands, zum Beispiel die Grundsätze der Beitragsbemessung sowie die Rechte und Pflichten der Verbandsmitglieder werden darin festgeschrieben. Im Übrigen kann sich der Verband durch Satzung eigene Regeln geben.

Wie auch in anderen Verbänden würde der Endlagerverband der Rechtsaufsicht des Staates unterstehen. Dabei gilt: Je genauer die gesetzlichen Vorgaben für den Verband ausgestaltet sind, um so enger ist diese Aufsicht. Die Grenze der gesetzlichen Ausgestaltungsmöglichkeiten liegt nach den Worten des Bundesverfassungsgerichts in der genannten Entscheidung zum Lippe-Verband dort, wo dem Verband „die Qualität als Selbstverwaltungskörperschaft verloren ginge“[8]. Wegen der Verbandsautonomie ist auch eine – über Ansätze hinausgehende – Fachaufsicht nicht möglich, wie das Bundesverfassungsgericht ebenfalls feststellt. Der Gesetzgeber hat insoweit die Balance zwischen staatlicher Steuerung durch Festlegung der gesetzlichen Anforderungen einerseits und dem Recht auf Selbstverwaltung des Verbands andererseits zu beachten.

Bei der Aufsicht sollte – wie oben erwähnt - der Sachverstand des Bundesamtes für Strahlenschutz einbezogen werden. Das BfS soll daher das BMU bei der Wahrnehmung der Rechtsaufsicht unterstützen. Die Rechtsaufsicht stellt sicher, dass der Verband seine Aufgaben und Pflichten nach den Regelungen des Verbandsgesetzes bzw. der darauf basierenden Rechtsverordnungen erfüllt. Kommt er dieser Aufgabenerfüllung nicht im erforderlichen Umfange nach, kann durch aufsichtliche Anordnungen bestimmt werden, dass er das Notwendige veranlasst. Es kann zu Fällen der Ersatzvornahme kommen bis hin zur Bestellung eines Beauftragten. Die Kosten dieser Aufsichtsmaßnahmen trägt der Verband.

4.2 Standortauswahlverfahren

Im Entwurf des Verbands- und Standortauswahlgesetzes ist als zweiter großer Regelungsbereich das Standortauswahlverfahren festgelegt. Dem Verband wird die Aufgabe der Durchführung eines Standortauswahlverfahrens übertragen. Dabei finden Ergebnisse der Arbeiten des AkEnd Eingang.

4.2.1 Fünf Schritte

Dieses Auswahlverfahren gliedert sich in fünf Schritte. In einem ersten Schritt werden – ausgehend von einer „weißen Deutschlandkarte“ - anhand geowissenschaftlicher Ausschlusskri-

---

8 BVerfG, 2 BvL 5/98, Beschluss vom 5.12.2002, Absatz-Nr. 180

terien, die in einer Rechtsverordnung gesondert festgeschrieben werden, Gebiete ausgewiesen, die bestimmte Mindestanforderungen erfüllen.

In einem zweiten Schritt wird eine Auswahl von mindestens fünf Teilgebieten mit besonders günstigen geologischen Voraussetzungen anhand einer geowissenschaftlichen Abwägung getroffen werden. Die Abwägungskriterien hierzu sind in der Rechtsverordnung geregelt.

In einem dritten Schritt legt der Verband - unter frühzeitiger Einbeziehung der jeweils betroffenen Bürgerinnen und Bürger sowie der betroffenen Gemeinden - Erkundungsprogramme sowie deren Bewertungsmaßstäbe fest und wählt anschließend mindestens drei Standortregionen aus, in denen eine übertägige Erkundung stattfinden könnte. Zuvor führt das BfS eine Abfrage der Beteiligungsbereitschaft bei der betroffenen Bevölkerung und den betroffenen Kreisen und Gemeinden durch. Die Ergebnisse der Abfrage finden als „sonstiger Belang" ebenfalls Eingang in die Auswahlentscheidung.

In einem vierten Schritt führt der Verband diese übertägige Erkundung durch mit dem Ziel, zwei Standorte für eine untertägige Erkundung zu benennen. Im diesem vierten Schritt erfolgt dazu eine orientierende Sicherheitsbewertung zur Langzeitsicherheit nach dem Stand von Wissenschaft und Technik sowie ein weiteres Anhörungsverfahren mit den Betroffenen. Mit der Benennung von zwei Standorten, die untertägig erkundet werden sollen, endet in diesem Verfahrensschritt die Arbeit des Verbands.

4.2.2 Legalplanung

Um die Legitimation einer solchen Standortauswahl zu erhöhen soll der Deutsche Bundestag im Rahmen einer Legalplanung über die beiden untertägig zu erkundeten Standorte entscheiden. Die Möglichkeit der Legalplanung ist spätestens seit der Stendal-Entscheidung des Bundesverfassungsgerichts aus dem Jahre 1996 anerkannt[9]. Dabei wird das federführende Bundesumweltministerium die Entscheidung des Verbands dem Bundestag als Gesetzentwurf zuleiten.

Nach Festlegung der beiden unterirdisch zu erkundeten Standorte durch ein Gesetz des Deutschen Bundestages nimmt der Verband in einem fünften und letzten Schritt die untertägige Erkundung der beiden Standorte vor. Auch in diesem Verfahrensschritt bezieht er die Bevölkerung ein und wird am Ende des Verfahrensschrittes sein Prüfergebnis mit der Stellungnahme für einen Standort abgeben, womit seine Arbeit in dieser Phase beendet wäre.

Auch über den Abschluss des Schrittes fünf wird im Rahmen einer Legalplanung der Deutsche Bundestag entscheiden. Durch Gesetz wird also der Bundesgesetzgeber den Standort des Endlagers für alle radioaktiven Abfälle festlegen. Anschließend wird der Verband das Genehmigungsverfahren für diesen Standort durchführen.

4.2.3 Endlagerkommission

Um unabhängigen Sachverstand in allen Stufen des Verfahrens einzubeziehen, wird beim Bundesumweltministerium eine Endlagerkommission eingerichtet, vergleichbar mit Strahlenschutz- oder Reaktorsicherheitskommission. Die Mitglieder werden vom Bundesumweltministerium berufen, sind unabhängig und nicht an Weisungen gebunden. Bei der Auswahl ist

---

9 BVerfGE 95, S. 1ff.

auf eine ausgewogene Vertretung gesellschaftlicher Gruppen und einschlägiger Fachgebiete zu achten. Diese Sachverständigenkommission berät das BMU. Außerdem stellt sie der Öffentlichkeit in geeigneter Form Informationen über das Auswahlverfahren zur Verfügung.

Die Endlagerkommission hat umfassende Informations- und Auskunftsrechte gegenüber dem Verband. Zu den Auswahlvorschlägen des Endlagerverbands am Ende der Schritte vier und fünf erarbeitet die Kommission Stellungnahmen, die dann zunächst dem BMU und später auch dem Bundestag zugeleitet werden.

5. Schluss

Dies sind nun einige Eckpunkte des Entwurfs für ein Verbands- und Standortauswahlgesetz. Mit dem Gesetz wird die Endlagerung in Deutschland auf eine neue, tragfähigere Grundlage gestellt.

Wieviel von diesem Entwurf sich nach einem Gesetzgebungsverfahren tatsächlich im Bundesgesetzblatt wiederfindet, werden die weiteren politischen Festlegungen und Diskussionen zeigen.

Ich danke Ihnen für Ihre Aufmerksamkeit und freue mich auf die anschließende Diskussion.

VERGLEICH DEUTSCHER UND INTERNATIONALER FREIGABE-REGELUNGEN - ANSÄTZE UND GRENZEN ZUR HARMONISIERUNG

COMPARISON OF GERMAN AND INTERNATIONAL CLEARANCE REGULATIONS – CHANCES AND LIMITS FOR HARMONIZATION

S. Thierfeldt, F. Schartmann

Brenk Systemplanung GmbH, Aachen, Deutschland

Zusammenfassung *— Die Regelungen im deutschen Strahlenschutzrecht bzgl. der Freigabe radioaktiver Stoffe (insb. § 29 StrlSchV in Verbindung mit Anl. III und IV) sind umfassend und wohlbegründet. Deutschland hat aufgrund seiner Vorreiterrolle in diesem Bereich eigene Freigabewerte zum Teil zeitlich deutlich vor Empfehlungen der EU entwickelt. Im internationalen Vergleich bestehen daher Unterschiede und Besonderheiten. Hiermit hat sich die SSK-Arbeitsgruppe „Freigabe" befasst, die Vergleiche der Freigabewerte und Hintergründe in Deutschland und anderen Staaten (Großbritannien, Niederlande, Schweden, USA u.a.) durchführte. Unterschiede lassen sich vor allem auf landesspezifische Ansätze in den Szenarien und andere Gründe zurückführen. Gleichzeitig ergab der Vergleich, dass die Unterschiede, insbesondere bzgl. der relevanten Radionuklide, nicht gravierend sind, so dass in den betrachteten Ländern von einer vergleichbaren Erfüllung des radiologischen Schutzziels (trivialer Dosisbereich, einige 10 µSv/a) ausgegangen werden kann.*

Auf der Basis dieser Ergebnisse kann die internationale Diskussion über die internationale Harmonisierung der Freigaberegelungen, z.B. im Rahmen der OECD/NEA oder IAEA, interpretiert werden. Sie befasst sich gegenwärtig mit der Frage, wie weit eine solche Harmonisierung getrieben werden kann und wo deren Grenzen liegen. Hierzu ist auch der 2004 veröffentlichte IAEA-Safety Guide RS-G-1.7 „Application of the concepts of exclusion, exemption and clearance" von besonderer Relevanz, da ein Wertesatz vorgeschlagen wird, der langfristig die Rolle von internationalen uneingeschränkten Freigabewerten einnehmen könnte. Vor diesem Hintergrund ist die internationale Harmonisierung differenziert zu sehen. Sie ist nur für Freigabewerte zur uneingeschränkten Freigabe von Stoffen mit großem Handelspotenzial sinnvoll. Die Annäherung der Werte auf dieselbe Größenordnung ist ausreichend.

Summary *— The regulations on clearance in the German nuclear regulatory framework (especially sect. 29 and Annexes III and IV of the Radiation Protection Ordinance) are comprehensive and well founded. Germany has developed some of its clearance levels in advance of recommendations issued by the EC. Therefore, there are differences between the German and international clearance regulations. That has been investigated by a working group on clearance of the German Commission on Radiological Protection (SSK) which has performed an analysis of differences and their reasons for clearance levels in Germany and other countries (UK, The Netherlands, Sweden, USA and others). Differences can mainly be explained by country specific approaches in scenarios. Differences especially for the most relevant nuclides are not significant from a radiological point of view. The level of radiological protection (trivial dose range, a few 10 µSv/a) is guaranteed in all countries.*

The international discussion on the international harmonisation of clearance levels (mainly within the scope of the OECD/NEA and IAEA) can be enlightened on the basis of these results. This discussion concentrates on the question how far a harmonisation of clearance level

values is actually necessary and possible. The IAEA Safety Guide RS-G-1.7 „Application of the concepts of exclusion, exemption and clearance“ is of particular importance, because it proposes a set of values which might in the long-term take the role of international unconditional clearance levels. International harmonisation is only relevant for unconditional clearance of those materials, which are traded in large quantities among countries, in particular metal scrap. Harmonisation of the values to the same order of magnitude is sufficient.

Schlüsselwörter *— Internationale Harmonisierung, Freigabe, Freigabewerte*
Keywords *— international harmonization, clearance, clearance levels*

1. Einleitung

Die Freigabe ist ein wesentlicher Bestandteil des Materialmanagements kerntechnischer Anlagen. Dies trifft besonders für die Stilllegungsphase zu, wo die Massenströme von Abfällen und freigebbaren Reststoffen im Vergleich zur Betriebsphase um Größenordnungen höher liegen. Die Relevanz der Freigabe ist für einzelne Staaten allerdings unterschiedlich zu bewerten. Sie wird im Wesentlichen bedingt durch folgende Faktoren:

- Verfügbarkeit eines Endlagers und dessen Kosten: Falls ein Endlager zu akzeptablen Kosten verfügbar ist, z. B. weil es sich um ein oberflächennahes Endlager handelt, ist in dem betreffenden Land die Freigabe von geringerer Bedeutung, während sie in solchen Ländern unverzichtbar ist, in denen kein Endlager besteht.
- Vorrangige Stilllegungsstrategie: Für den Fall, dass in einem Land der Sichere Einschluss die vorherrschende Stilllegungsstrategie ist, bleiben die Materialmengen, die aus der Stilllegung anfallen, vergleichsweise klein, sodass die Freigabe eine geringere Bedeutung hat. In Ländern, in denen der direkte Abbau vorherrscht, ist die Freigabe dagegen relevant.
- Anzahl der kerntechnischen Anlagen in Stilllegung: In einem Land mit einer nur geringen Anzahl von Stilllegungsprojekten ist die Freigabe von geringerer Bedeutung, da sich die vergleichsweise kleinen Mengen gegebenenfalls durch Zwischenlagerung bis zu Verfügbarkeit eines Endlagers beherrschen lassen. In Ländern mit vielen Stilllegungsprojekten hat die Freigabe dagegen hohe Bedeutung.

Allein diese kurze Liste von Einflussfaktoren macht deutlich, warum in verschiedenen Ländern die Freigabe in ganz unterschiedlicher Weise entwickelt und zum Einsatz geführt wurde. Hinzu kommen Faktoren wie politische Vorgaben, die Meinung der Öffentlichkeit, die Verfügbarkeit von Mitteln usw., die die Freigabe ebenfalls beeinflussen. In jedem Fall ist allerdings der Schluss zulässig, dass Länder mit einer größeren Zahl von Stilllegungsprojekten die Freigabe implementieren müssen. Dies trifft zum Beispiel auf Länder wie Deutschland, Großbritannien, die USA, Schweden und weitere zu.

2. Freigaberegelungen in Deutschland

Gegenwärtig dürfte das komplexeste System von Freigaberegelungen und Freigabewerten in Deutschland implementiert sein. Es erlaubt dem Betreiber einer Anlage erheblichen Gestaltungsspielraum im Reststoffmanagement. Die Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) [3] unterscheidet die folgenden Freigabeoptionen:

1. uneingeschränkte Freigabe
   a. von festen Stoffen zur Wiederverwendung, Verwertung oder Beseitigung, einschließlich Bauschutt von weniger als 1000 Mg pro Jahr,

b. von Flüssigkeiten zur Wiederverwendung, Verwertung oder Beseitigung (*Anmerkung: hiermit sind keine genehmigten Ableitungen flüssiger Stoffe gemeint*),
c. von Bauschutt und Bodenaushub von mehr als 1000 Mg pro Jahr,
d. von Gebäuden für die Folgenutzung oder zum Abriss,
e. von kerntechnischen Standorten;

2. Freigabe
   a. von festen Stoffen zur Beseitigung durch Deponierung oder Verbrennung,
   b. von Flüssigkeiten zur Beseitigung durch Verbrennung (*Anmerkung: hiermit sind keine genehmigten Ableitungen flüssiger Stoffe gemeint*),
   c. von Gebäuden zum Abriss,
   d. von Metallschrott zum Einschmelzen.

Für diese neun Freigabeoptionen existieren in Anl. III Tab. 1 StrlSchV Sätze von Freigabewerten, jeweils für etwa 300 Radionuklide (solche, für die in den Strahlenschutz-Grundnormen der IAEA [1] und der EU [2] Freigrenzen enthalten sind). Die ersten fünf Freigabeoptionen (1.a bis 1.e) sind uneingeschränkt, d. h. erfordern keine Einhaltung radiologisch bedingter Vorgaben nach der Freigabe (während natürlich Vorgaben aus dem konventionellen Abfallrecht bestehen können), während die letzteren vier Freigabeoptionen (2.a to 2.d) bestimmte radiologisch begründete Anforderungen an den Verbleib des Materials nach der Freigabe stellen.

3. Grundlagen für den Vergleich von Freigaberegelungen

Es ist offensichtlich, dass das in Deutschland existierende komplexe System von Freigabewerten nicht in jedem Land, das die Freigabe einführt, anwendbar ist bzw. angewendet werden muss. Dies bedeutet aber auch, dass ein Vergleich von internationalen Freigaberegelungen mit deutschen Ansätzen sich auf bestimmte Freigabeoptionen beschränken muss. Ein Vergleich ist nur für die uneingeschränkte Freigabe von festen Stoffen (insb. Metallschrott) sinnvoll. Außerdem sollte sich ein solcher Vergleich auf eine Anzahl von radiologisch relevanten Leitnukliden wie z. B. Co 60, Cs 137, Sr 90 und Am 241 konzentrieren.

Alle Untersuchungen zur Herleitung von Freigabewerten basieren auf der Analyse radiologischer Szenarien, in welchen potenzielle Expositionssituationen nachgebildet werden und die alle jeweils relevanten Expositionspfade (externe Bestrahlung, direkte und Sekundäringestion, Inhalation, Hautkontamination) beinhalten. Derartige Untersuchungen gehen zumeist von einem Dosiskriterium von 10 µSv/a aus (das ist in Deutschland der Fall), während in einigen besonderen Fällen auch höhere Dosisrichtwerte wie 100 µSv/a oder 300 µSv/a, insbesondere für die Freigabe von Anlagenflächen, angewendet werden (vor allem in den USA).

Es gibt nur eine vergleichsweise kleine Zahl von Empfehlungen zur Freigabe, die von internationalen Gremien oder Organisationen herausgegeben wurden. Im vorliegenden Zusammenhang sind insbesondere relevant:

- Europäische Union: Empfehlung RP 122 part I [6] bezüglich der allgemeinen, uneingeschränkten Freigabe, sowie RP 89 [4] zur Freigabe von Metallschrott und RP 113 [5] zur Freigabe von Gebäuden und Bauschutt;
- IAEA: Safety Guide RS-G-1.7 “Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance” [7];

- OECD/NEA: “Recycling and Reuse of Scrap Metals”, ein Bericht einer Task Group of the Co-Operative Programme on Decommissioning [8].

Hiervon betreffen Deutschland insbesondere die Empfehlungen der Europäischen Union, die auch gleichzeitig die konkretesten dieser Liste sind. Diese Empfehlungen waren als Richtschnur für die Mitgliedstaaten der EU zur Umsetzung der Vorgaben zur Freigabe der EU-Grundnormen [2] in die nationale Gesetzgebung gedacht. Diese Umsetzung ist jedoch nur von einigen Mitgliedstaaten und auch nur in unterschiedlichem Umfang erfolgt.

Die Empfehlung RP 122 part I betrifft die uneingeschränkte Freigabe aller Arten von Material. Sie basiert auf sogenannten „abdeckenden Szenarien“, die so entwickelt wurden, dass sie alle relevanten Expositionspfade, die zuvor in separaten Studien der Mitgliedstaaten untersucht worden waren, mit einem Minimum an Szenarien abbildet. Der in RP 122 part I enthaltene Satz von Freigabewerten, der unter Berücksichtigung der Empfehlungen für Metallschrott [4] und der Empfehlung für Gebäude und Bauschutt [5] gebildet wurde, ist für alle Arten und Mengen sowie für alle Destinationen von freigegebenem Material anwendbar.

Der Safety Guide “Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance” der IAEA hat bereits eine lange Vorgeschichte als Draft Safety Guide 161 (DS 161). Das Vorläuferdokument befasste sich ausschließlich mit der Freigabe. Da die IAEA zwischenzeitlich jedoch einen ganzheitlicheren Ansatz bevorzugte, ließ sie so genannte “Scope Defining Levels” entwickeln, also Werte der massenbezogenen Aktivität, bei deren Überschreitung das Regime der Strahlenschutz-Grundnormen [1] („Scope“) überhaupt erst anwendbar ist, bei deren Unterschreitung jedoch keine weiteren Maßnahmen erforderlich wären. Diese Werte finden sich im Safety Guide RS-G-1.7. Gegenwärtig wird noch diskutiert, ob sie zukünftig die Rolle von internationalen und universellen Freigabewerten übernehmen könnten.

Ferner hat sich die Task Group on Recycling and Reuse im Rahmen des OECD/NEA Co-Operative Programme on Decommissioning mit der Entwicklung eines eigenen Modells für Freigabewerte befasst. Ein gestufter Satz von Freigabeoptionen wurde entwickelt, die Ergebnisse sind im Bericht [8] dargestellt.

Eine Reihe von Staaten hat Freigaberegelungen verschiedener Komplexität eingeführt. Grundlage hierfür bildeten radiologische Untersuchungen unterschiedlichen Detaillierungsgrades. Die folgende Übersicht stellt diejenigen Untersuchungen dar, die für einen internationalen Vergleich seitens der SSK Arbeitsgruppe „Freigabe“ herangezogen wurden, und zeigt somit nur einen Auszug der insgesamt vorhandenen Untersuchungen. Es muss an dieser Stelle betont werden, dass nicht alle der genannten Untersuchungen in den jeweiligen Staaten tatsächlich dafür benutzt wurden, im Regelwerk implementierte Freigabewerte herzuleiten.

- Deutschland: „Berechnung massenspezifischer Freigabewerte für schwach radioaktive Reststoffe“ [9]. In diesem Bericht sind die Grundlagen für die Herleitung von verschiedenen Sätzen von Freigabewerten als Basis der Implementierung in der gegenwärtigen Strahlenschutzverordnung [3] enthalten.
- Niederlande: “Clearance Levels for radioactive materials and sources” [10], eine Untersuchung zur Herleitung von Freigabewerten auf der Basis von Szenarien, die an der niederländischen Situation ausgerichtet sind.
- Schweden: “Basis for Criteria for Exemption of Decommissioning Waste” [11] und “Clearance in Connection with Decommissioning of Nuclear Facilities” [12] – der erste Bericht beschreibt verschiedene Freigabeoptionen, während jedoch in Schweden heutzu-

tage verschiedentlich die Empfehlungen der EU, insbesondere RP 89 [4], angewendet werden.

- Großbritannien: Die Untersuchung "Derivation of UK Unconditional Clearance Levels for Solid Radioactively Contaminated Materials" [13] zur Herleitung von Freigabewerten wurde im Regelwerk nicht umgesetzt; die Radioactive Substances Act [14] verwendet einen universellen Freigabewert von 0,4 Bq/g.
- USA: "Radiological Assessments for Clearance of Equipment and Materials from Nuclear Facilities" (NUREG-1640) [15] und "Evaluation of the Potential for Recycling of Scrap Metals from Nuclear Facilities" [16], zwei Berichte, in denen die Grundlagen für Freigabewerte mit spezifischem Bezug auf die USA hergeleitet wurden, die jedoch noch nicht im Regelwerk umgesetzt wurden.

Für einen internationalen Vergleich ist diese Auswahl bereits umfassend genug, um Gemeinsamkeiten und Unterschiede sowie Gründe hierfür herauszuarbeiten.

4. Durchführung des Vergleichs von Freigabewerten

Der Vergleich von Freigabewerten internationaler Empfehlungen und landesspezifischer Untersuchungen, wie sie in Abschnitt 3 vorgestellt wurden, darf sich nicht nur auf den bloßen Vergleich von Zahlen beschränken, sondern muss die zugrunde liegenden radiologischen Analysen einbeziehen. Der Grund ist, dass in vielen Fällen landesspezifische Randbedingungen und Annahmen verwendet wurden, die für andere Länder nicht gelten.

Tab. 1: Vergleich von Freigabewerten für die uneingeschränkte Freigabe für Leitnuklide sowie H 3 aus Untersuchungen sowie dem Regelwerk verschiedener Staaten sowie aus internationalen Empfehlungen (auf 1 signifikante Stelle gerundet, „-" = kein Wert angegeben)

Land/ Organisation	**Regulatory framework/ recommendation**	**Clearance level in [Bq/g] for**				
		Co 60	**Cs 137**	**Sr 90**	**Am 241**	**H 3**
Deutschland	Strahlenschutzverordnung: Anl. III Tab. 1 Sp. 5 [3]; Bericht [9]	0,1	0,5	2	0,05	1.000
Niederlande	Bericht Timmermans et al. [10] (Verwertung von Stahl)	100	100	10.000	100	$1 \cdot 10^7$
Schweden	Bericht Elert et al. [11] (Minimum aller Freigabeoptionen für Metalle)	0,2	8	4	70	-
UK	Bericht DETR [13]	0,04	0,2	3	0,6	600
UK	Radioactive Substances Act [14]	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
USA	Bericht NUREG 1640 [15]	0,04	0,04	1	-	-
EU	RP 122 part 1 [6]	0,1	1	1	0,1	100
IAEA	Safety Guide RS-G-1.7 [7]	0,1	0,1	1	0,1	100
OECD/NEA	Bericht der Task Group [8]	0,2	0,7	94	50	-

Als ersten Schritt zu einem Vergleich von Freigabewerten zeigt Tab. 1 den reinen Wertevergleich. Man erkennt erhebliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Wertesätzen. Gründe für diese Unterschiede sind in den Szenarien und hier wiederum in den Parameterwerten, in der Parameterwahl, in der Auslassung bestimmter Expositionspfade usw. zu suchen.

Im einzelnen wurden die Gründe für die Unterschiede zwischen internationalen Sätzen von Freigabewerten im Rahmen einer Arbeitsgruppe der Strahlenschutzkommission (SSK) im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) detailliert untersucht. Hierzu wurde zunächst ein Kriterienkatalog zwecks Systematisierung des Vergleichs erstellt. Auf dieser Basis wurden Szenarien und Parameterwahl im Detail analysiert. Eine Stellungnahme der SSK zu diesem Vergleich und seinen Ergebnissen ist in Vorbereitung. - Im Rahmen dieses Artikels kann nicht auf die Details, die letztendlich zu den Unterschieden geführt haben, eingegangen werden. Die folgenden Beobachtungen sollen einen kurzen Überblick über die Vielzahl der Gründe geben:

- Die EU-Empfehlung RP 122 part 1 [6], der Safety Guide RS-G-1.7 der IAEA [7] und die deutsche StrlSchV [3] zeigen gute Übereinstimmung für viele Radionuklide. Andere Wertesätze, wie zum Beispiel diejenigen der Niederlande [10] und der OECD/NEA Task Group [8], weichen dagegen deutlich ab.
- In einigen Ländern werden Szenarien benutzt, die speziell auf die Gegebenheiten bezüglich Industrie, Handel, Produktnutzung usw. in jenem Land zugeschnitten sind. Dies ist insbesondere der Fall für den Entwurf des Berichts NUREG 1640 [15], der speziell die Situation der USA widerspiegelt (lange Transportwege und somit Transportzeiten, besondere Annahmen für die Wiederverwertung von Schrott usw.). Ähnliche Gründe treffen für die Untersuchungen der Niederlande und der OECD/NEA zu, wo nicht alle Expositionspfade, die in anderen Studien betrachtet werden, einbezogen wurden.
- Großbritannien beließ den allgemeinen Freigabewert bei 0,4 Bq/g [14], obwohl verschiedene radiologische Untersuchungen über differenzierte Werte vorlagen.

Analysiert man alle weiteren Gründe für Unterschiede in den Freigabewerten, so erweisen sich die in Tab. 1 gezeigten Unterschiede in den Werten als vollständig erklärbar. Die Frage kann somit nicht mehr lauten, ob Freigabewerten „richtig“ oder „falsch“ sind, sondern eher, ob es notwendig ist, dass sie auf den nationalen Kontext zugeschnitten sind oder ob sie international vereinheitlicht werden können. Diese Frage muss insbesondere vor dem Hintergrund des globalen Warenaustausches betrachtet werden.

5. Folgerungen für Stilllegungsprojekte und Gedanken zur internationalen Harmonisierung

Bei der Interpretation der Ergebnisse der Abschnitte 3 und 4 im Hinblick auf die internationale Harmonisierung von Freigabewerten müssen die Folgerungen insbesondere für Stilllegungsprojekte kerntechnischer Anlagen bedacht werden. Hierbei muss das Augenmerk vor allem auf Metallschrott liegen, da dieser in großer Menge über Grenzen transportiert wird und somit beispielsweise Metall, das in einem Land A unter Anwendung der dortigen Freigaberegelungen freigegeben wurde, eventuell in ein Land B transportiert wird, in welchem die Freigabewerte niedriger sind.

Diese Frage berührt sowohl den rechtlichen als auch den privatwirtschaftlichen Bereich. Die rechtliche Seite ist eindeutig: Wenn das Material keine Aktivitäten oberhalb von Freigabewerten aufweist, ist es im rechtlichen Sinne kein radioaktiver Stoffe mehr. Es kann somit wie irgendein anderes Material behandelt werden, und die kerntechnische Herkunft ist bedeutungslos. Dies ist die Natur der uneingeschränkten Freigabe, wie sie in den Strahlenschutz-Grundnormen sowohl der IAEA [1] als auch der EU [2] niedergelegt wurde. Da die Freigrenzen, durch welche gewissermaßen der „Eingang“ in das Strahlenschutzregime definiert wird,

immer höher oder gleich den Freigabewerten liegen, und da dieselben Freigrenzen international gelten, kann niemals der Fall eintreten, dass freigegebenes Material aus Land A im Land B als radioaktiver Stoffe gelten würde. Allerdings müssen in diesem Punkt mögliche Auswirkungen des Safety Guide RS-G-1.7 [7] noch untersucht werden.

Die privatwirtschaftliche Seite stellt sich wie folgt dar: Sofern freigegebener Metallschrott in einem metallverarbeitenden Betrieb bzw. einem Schrottplatz den Alarm des Eingangsmonitors auslöst, wird das Material in aller Regel nicht angenommen, sondern (sofern es noch mit den Transportregeln in Einklang steht) an den Absender zurückgeschickt. Die Akzeptanz in der Metallindustrie für freigegebenes Material besteht aber durchaus, solange dessen Aktivität sich vom Hintergrundsniveau nicht unterscheidet. Derartige Festlegungen stellen aber privatrechtliche Vereinbarungen dar und dürfen nicht in die radiologischen Erwägungen zur Ableitung von Freigabewerten einbezogen werden. Gerade der gegenwärtige Boom im Metallsektor könnte hier schon bald zu einem Paradigmenwechsel der Industrie führen. Ferner ist die Auslösung eines Eingangsalarms durch Material, welches Freigabewerte für die uneingeschränkte Freigabe einhält, nahezu unmöglich. Da Freigabewerte im Freigabeverfahren auf Grund messtechnischer und anderer Randbedingungen zu nicht mehr als beispielsweise 5 – 30 % ausgeschöpft werden können, und da die Dosisleistung selbst von Material, welches die Werte nach Anl. III Tab. 1 Sp. 5 StrlSchV zu 100 % ausschöpfen würde, in aller Regel nicht für die Alarmauslösung ausreicht, passiert freigegebener Metallschrott Eingangsmessungen problemlos. Zumeist erfolgt auch bereits am Ausgang kerntechnischer Stilllegungsprojekte eine zusätzliche Messung der Dosisleistung jedes LKW, der den Standort verlässt. - Für andere Materialien wie Bauschutt treffen im Prinzip ähnliche Überlegungen zu, allerdings ist deren wirtschaftliche Bedeutung gering, und sie werden meist nicht über weite Strecken beziehungsweise über Grenzen transportiert.

Diese Überlegungen legen die folgenden Schlussfolgerungen nahe:

- Es ist nicht von ausschlaggebender Bedeutung, dass Freigabewerte verschiedener Länder exakt gleich sind. Die Freigabewerte können differieren, solange die Unterschiede nicht zu groß sind, sie also zum Beispiel in dieselbe Größenordnung fallen. Daher spielen die Unterschiede zwischen Freigabewerten der deutschen Strahlenschutzverordnung (Anl. III Tab. 1 Sp. 5 StrlSchV [3]) und der EU-Empfehlung RP 122 part I [6] keine Rolle.
- Stilllegungsprojekte kerntechnischer Anlagen sollten die Dosisleistung des freigegebenen Materials sorgfältig kontrollieren und prüfen, ob es mit den Schwellwerten für die Auslösung von Dosisalarmen während des Transportweges (Grenzen, Häfen) beziehungsweise am Bestimmungsort (Schrottplatz, metallverarbeitender Betrieb) kompatibel ist.
- Freigabewerte müssen aus radiologischen Gründen international durchaus nicht zahlenmäßig identisch sein, wenn sie nur hinreichend aneinander angeglichen sind. Allerdings kann gerade die „öffentliche Meinung“ ein gewichtiges Argument sein, die internationale Harmonisierung noch weiter zu treiben. Es wird immer wieder insbesondere gegen die Kerntechnik eingestellte Gruppen geben, die Unterschiede in den Werten verschiedener Länder als Argumente dafür benutzen, den Freigaberegelungen mangelnde Glaubwürdigkeit und Verlässlichkeit zu unterstellen. Bei derartigen Argumentationen werden natürlich die oben ausgeführten Gründe für die Unterschiede außer Acht gelassen.

Insgesamt muss eine weltweite Harmonisierung von Freigabewerten sicher nicht mit oberster Priorität betrieben werden. Allerdings kann die Angleichung in solchen Ländern, die ohne radiologische Notwendigkeit besonders restriktive Freigabewerte haben, an das internationale Niveau bereits einen wesentlichen Schritt zu Harmonisierung darstellen. Stilllegungsprojekte

kerntechnischer Anlagen werden allerdings auch dann weiterhin durchgeführt werden können, wenn die gegenwärtige Situation beibehalten wird. Es ist ausschlaggebend, dass die Freigabe überhaupt zur Verfügung steht, während die absolute Höhe von Freigabewerten von untergeordneter Bedeutung ist.

6. Literaturverzeichnis

[1] International Atomic Energy Agency: International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Standards, Safety Series No. 115-I, Wien, 1994, ISBN 92-0-101492-9

[2] Council Directive 96/29/Euratom laying down basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionizing radiation (Basic Safety Standards); Official Journal of the European Communities, ISSN 0378-6978, L 159, Vol. 39, 29.06.96

[3] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU): Strahlenschutzverordnung (StrlSchV); Bundesanzeiger No. 38, 26. Juli 2001

[4] Europäische Kommission: Recommended radiological protection criteria for the recycling of metals from the dismantling of nuclear installations; Radiation Protection No. 89, Luxemburg, 1998, ISBN 92-828-3284-8

[5] Europäische Kommission: Recommended radiological protection criteria for the clearance of buildings and building rubble from the dismantling of nuclear installations; Radiation Protection No. 113, Luxemburg, 2000, ISBN 92-828-9172-0

[6] Europäische Kommission: Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption – Part I: Guidance on General Clearance Levels for Practices; Recommendations of the Group of Experts established under the terms of Article 31 of the Euratom Treaty; Radiation Protection No. 122, Luxemburg, 2000

[7] International Atomic Energy Agency: "Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance", Safety Standards Ser. No. RS-G-1.7, Safety Guide, Wien 2004

[8] OECD/NEA: "Nuclear Decommissioning - Recycling and Reuse of Scrap Metals" – Task Group of the Co-Operative Programme on Decommissioning, Paris 1996

[9] Deckert, A.; Thierfeldt, S.: „Berechnung massenspezifischer Freigabewerte für schwach radioaktive Reststoffe", Bericht BMU-1998-520, Serie Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, ISSN 0724-3316, Brenk Systemplanung, Aachen, 1998

[10] C. Timmermans: "Clearance Levels for radioactive materials and sources" –Bericht KEMA 40781-NUC 96-9162, KEMA, Arnhem/NL, Oktober 1996

[11] M. Elert, M. Wiborgh, A. Bengtsson: "Basis for Criteria for Exemption of Decommissioning Waste". - KEMAKTA Konsult AB, KEMAKTA AR 91-26, Stockholm 1992

[12] H. Efraimsson, A. Wiklund: "Clearance in Connection with Decommissioning of Nuclear Facilities", SSI, Stockholm, 1999

[13] Department of the Environment, Transport and the Regions (DETR): Derivation of UK Unconditional Clearance Levels for Solid Radioactively Contaminated Materials. – DETR Report No. DETR/RAS/98.004, April 1999

[14] Radioactive Substances Act 1993, Substances of Low Activity Exemption Order made under the Radioactive Substances Act; United Kingdom

[15] U.S. Nuclear Regulatory Commission: "Radiological Assessments for Clearance of Equipment and Materials from Nuclear Facilities (Draft)" - NUREG-1640, Washington D.C., Dezember 1998

[16] U.S. Environmental Protection Agency: "Potential Recycling of Scrap Metal from Nuclear Facilities". –S. Cohen & Associates, R. Anigstein et al., September 1999

VERGLEICH DEUTSCHER FREIGABEKRITERIEN MIT DENEN ANDERER LÄNDER

COMPARISON OF GERMAN CLEARANCE CRITERIA WITH THOSE IN OTHER COUNTRIES

C. Küppers

Öko-Institut e.V., Büro Darmstadt

Zusammenfassung *– Die Freigabewerte der deutschen Strahlenschutzverordnung sowie die ihnen zugrunde liegenden Modelle und Parameter wurden von der Strahlenschutzkommission mit entsprechenden Regelungen und Untersuchungen aus anderen Ländern verglichen. Die Ergebnisse dieses Vergleichs werden vorgestellt.*

Summary *– The German Commission on Radiological Protection compared the clearance levels of the German Radiation Protection Ordinance and the related models and parameter values to regulations and investigations in other countries. The results of this comparison are presented.*

Schlüsselwörter *– Freigabe, Freigabekriterien*
Keywords *- clearance, clearance criteria*

1. Einleitung

Mit der Neufassung der deutschen Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) in 2001 wurden Regelungen für die Freigabe aufgenommen, u. a. nuklid- und freigabepfadspezifische Freigabewerte. Auch in anderen Ländern sind Freigabewerte in den Strahlenschutzregelungen festgelegt worden, teils existieren lediglich Empfehlungen. Da die Sätze von Freigabewerten meist auf unterschiedlichen Untersuchungen basieren, bestehen teils große Unterschiede.

Die Strahlenschutzkommission (SSK) hat in einer Stellungnahme deutsche Freigabekriterien mit denen anderer Länder am Beispiel ausgewählter Radionuklide verglichen [1]. Vorgehen und Ergebnisse werden nachfolgend dargestellt.

2. Auswahl in den Vergleich einbezogener Länder, Untersuchungen und Radionuklide

In den Vergleich wurden die Empfehlungen der Kommission der Europäischen Gemeinschaften [2,3,4,5,6] und Berichte oder Festlegungen aus Ländern der EU, nämlich den Niederlanden [7], Schweden [8,9] und Großbritannien [10,11,12] sowie aus der Schweiz [13] einbezogen. Aus dem außereuropäischen Raum wurden in [1] Berichte aus den USA einbezogen, auf die hier aus Platzgründen nicht eingegangen wird.

Für die ausgewählten Berichten oder Festlegungen sind nuklidspezifische Daten sowie Szenarien und Parameterwerte nachvollziehbar dokumentiert. Der Bericht Safety Standards Series-No. RS-G-1.7, der IAEA aus 2004 konnte dagegen im Rahmen der SSK-Stellungnahme nicht bewertet werden, da die radioökologischen Grundlagen nicht veröffentlicht waren.

Die Vergleiche wurden auf Radionuklide beschränkt, denen in der Freigabepraxis eine tatsächliche Bedeutung zukommt und die repräsentative Eigenschaften aufweisen (häufige Anwendung oder häufiges Vorkommen, repräsentativ für bestimmte Expositionspfade, Verwendung als Leitnuklid etc.). Ausgewählt wurden Tritium, Kohlenstoff-14, Eisen-55, Kobalt-60, Strontium-90, Cäsium-137, Europium-154, Uran-234, Plutonium-242 und Americium-241.

3. Kriterien für den Vergleich von Freigabewertesätzen

Bei der Herleitung von Freigabewerten werden in der Regel komplexe radiologische Modelle verwendet, in die eine Vielzahl von Annahmen eingehen. Relevante Kriterien, die sich teils in verschiedenen Länder unterscheiden können, sind:

- Die betrachtete Freigabeoption (uneingeschränkt, zur Beseitigung, zur Rezyklierung etc.),
- der zugrunde gelegte Massenbereich (angenommene freigegebene Masse pro Jahr),
- das angewandte Dosiskriterium (im allgemeinen 10 µSv pro Jahr),
- das Verfahren bei der Rundung (ungerundet, linear oder logarithmisch gerundet),
- die angestrebte oder erreichte Konservativität der Modellansätze (abdeckende Szenarien, Mittelwerte, 95. Perzentil, Einbeziehung von Untersicherheiten etc.).

Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Rundungspraktiken, der verschiedenen Modellannahmen und der Parameterunsicherheiten kann eine Übereinstimmung innerhalb eines Faktors 10 als relativ gute Übereinstimmung angesehen werden.

4. Ergebnisse des Vergleichs

4.1 Vergleich mit Freigabewerten der Europäischen Kommission

Den Vergleich von massen- und flächenbezogenen Freigabewerten aus Radiation Protection 89 [2] – Freigabe von Metallen - zeigt Tab. 1. Angegeben sind die ungerundeten Werte.

Tab. 1: Massen- und flächenbezogene Freigabewerte nach RP 89 [2] sowie Vergleich mit der StrlSchV (Anlage III Tab. 1 Spalten 4 und 10a

Nuklid	massenbezogener Freigabewert (Bq/g)		flächenbezogener Freigabewert (Bq/cm^2)		Verhältnis StrlSchV/RP 89	
	RP 89	StrlSchV	RP 89	StrlSchV	massenbezogen	flächenbezogen
H-3	1400	1000	25000	100	0,71	0,0040
C-14	76	80	770	100	1,05	0,13
Fe-55	27000	10000	1500	100	0,37	0,07
Co-60	0,58	0,6	1	1	1,03	1,00
Sr-90	8,9	9	8,5	1	1,01	0,12
Cs-137	0,58	0,6	3,7	1	1,03	0,27
Eu-154	0,52	0,5	1,8	1	0,96	0,56
U-234	1,6	2	0,49	1	1,25	2,04
Pu-242	0,27	0,3	0,11	0,1	1,11	0,91
Am-241	0,31	0,3	0,12	0,1	0,97	0,83

Numerische Unterschiede bei den flächenbezogenen Freigabewerten ergeben sich aus Rundung und Verminderung der Werte bei der Novellierung der StrlSchV aus besonderen Gründen. Bei den massenbezogenen Freigabewerten ergibt sich eine gute Übereinstimmung.

Die Freigabewerte der Empfehlung Radiation Protection 113 [5] – Freigabe von Gebäuden und Bauschutt - beruhen auf einem übergeordneten Szenario, welches die Freigabe sämtlicher Bauschuttmassen kerntechnischer Anlagen aus EU-Ländern der in ihrer erwarteten zeitlichen Abfolge berücksichtigt. Die Freigabewerte für Bauschutt sowie für Gebäude zum Abriss und zur Weiterverwendung aus RP 113 sind in die StrlSchV übernommen worden.

Die Empfehlung Radiation Protection 122 Teil 1 [6] – uneingeschränkte Freigabe - basiert auf Szenarien, in denen Expositionsumstände so modelliert werden, dass sie auch bei großen Massendurchsätzen einem hohen Perzentil der zu erwartenden Dosisverteilung entsprechen. Tab. 2 zeigt den Vergleich der Freigabewerte aus [6] nach der Rundung auf Zehnerpotenzen mit den Freigabewerten der StrlSchV, die aus [14] übernommen wurden.

Tab. 2: Freigabewerte für die uneingeschränkte Freigabe nach RP 122 sowie Vergleich mit der StrlSchV (Anlage III Tab. 1 Spalte 5)

Nuklid	Freigabewert (Bq/g)		Verhältnis StrlSchV/RP 122
	RP 122	StrlSchV	
H-3	100	1000	10
C-14	10	80	8,0
Fe-55	100	200	2,0
Co-60	0,1	0,1	1,0
Sr-90	1	2	2,0
Cs-137	1	0,5	0,5
Eu-154	0,1	0,2	2,0
U-234	1	0,5	0,5
Pu-242	0,1	0,04	0,4
Am-241	0,1	0,05	0,5

Für H-3 und C-14 ergaben sich nach RP 122 Teil 1 zunächst 1000 Bq/g (H-3) und 100 Bq/g (C-14). Diese Werte wurden aufgrund der Ergebnisse von RP 113 [5] auf 100 Bq/g (H-3) und 10 Bq/g (C-14) herabgesetzt. Mit der StrlSchV sind die ursprünglichen Werte jedoch konform, da diese nicht für Bauschutt von mehr als 1000 Mg/a gelten. Bei den übrigen Radionukliden ergeben sich Abweichungen von maximal einem Faktor 2.

4.2 Vergleich mit Freigabewerten der Strahlenschutzverordnung der Schweiz

Die Freigabewerte der Strahlenschutzverordnung der Schweiz [13] basieren auf zwei einfachen Kriterien: Ingestion von 1 kg eines freigegebenen Stoffes und eine Exposition durch äußere Strahlung über 100 Stunden im Jahr bei maximaler effektiver Dosis von 10 µSv. Freigaben mit bis zum 100fachen der Freigabewerte sind möglich, wenn durch eine Vermischung mit inaktiven Stoffen sichergestellt werden kann, dass insgesamt die Freigabekriterien eingehalten werden. In Tab. 3 sind die Freigabewerte aus [13] den Freigabewerten der StrlSchV gegenüber gestellt.

Tab. 3: Freigabewerte für die uneingeschränkte Freigabe nach StSV [13] sowie Vergleich mit der StrlSchV (Anhang III Tabelle 1 Spalte 5)

Nuklid	Freigabewert (Bq/g)		Verhältnis StrlSchV/StSV
	StSV	StrlSchV	
H-3	200	1000	5,0
C-14	20	80	4,0
Fe-55	30	200	6,7
Co-60	1	0,1	0,1
Sr-90	0,3	2	6,7
Cs-137	0,8	0,5	0,6
Eu-154	3	0,2	0,067
U-234	0,2	0,5	2,5
Pu-242	0,04	0,04	1,0
Am-241	0,05	0,05	1,0

Trotz der vergleichsweise einfachen Ansätze bei der Ermittlung der Freigabewerte nach [13] beträgt die Abweichung gegenüber der StrlSchV maximal einen Wert von etwa 15. Die Abweichungen zu in der Schweiz niedrigeren Freigabewerten hin treten bei Radionukliden auf, bei denen der Ingestionspfad begrenzend werden kann (sehr konservative Annahme des Direktverzehrs von 1 kg des freigegebenen Materials im schweizerischen Modell). Bei Radionukliden, bei denen die äußere Exposition begrenzend ist, sind die Freigabewerte der StrlSchV restriktiver, da das schweizerische Modell nur von 100 Stunden Expositionszeit pro Jahr ausgeht. Der deutsche Ansatz ist durch eine größere Realitätsnähe charakterisiert.

4.3 Vergleich mit Berichten und Wertesätzen aus den Niederlanden

Tab. 4: Freigabewerte nach [7] sowie Vergleich mit der StrlSchV (Anlage III Tab. 1 Spalten 5 und 10a)

Nuklid	Freigabewert (Bq/g)				Verhältnis StrlSchV/KEMA	
	KEMA [7]		StrlSchV			
	Medizin/ Forschung	Stahl-rezyklie-rung	uneinge-schränkte Freigabe	Stahl-rezyklie-rung	uneinge-schränkte Freigabe bzw. Medizin/Forschung	Stahl-rezyklierung
H-3	100.000.000	10.000.000	1.000	1.000	0,00001	0,0001
C-14	10.000.000	1.000.000	80	80	0,000008	0,00008
Fe-55	1.000.000	100.000	200	10.000	0,0002	0,1
Co-60	1.000	100	0,1	0,6	0,0001	0,006
Sr-90	100.000	10.000	2	9	0,00002	0,0009
Cs-137	1.000	100	0,5	0,6	0,0005	0,006
Eu-154	1.000	10.000	0,2	0,5	0,0002	0,00005
U-234	1.000	100	0,5	2	0,0005	0,02
Pu-242	1.000	100	0,04	0,3	0,00004	0,003
Am-241	100	100	0,05	0,3	0,0005	0,003

In [7] ist die Herleitung von Werten für die uneingeschränkte Freigabe für strahlenschutzrechtlich genehmigten Umgang (Industrie, Medizin) beschrieben. Im gegenwärtigen Regelwerk der Niederlande sind jedoch Freigabewerte gleich den Freigrenzen festgelegt worden. Eine Besonderheit ist, dass als Dosiskriterium für einen Arbeiter aus der allgemeinen Bevölkerung in [7] der Wert 100 µSv pro Jahr angesetzt wird. Die Modellierung für uneingeschränkte Freigabe in [7] ist weit weniger konservativ ist als in den Untersuchungen, die den Freigabewerten der StrlSchV zugrunde liegen. Beispielsweise werden bei Beschäftigten zum Teil nur Expositionszeiten von 10 Stunden pro Jahr angesetzt oder Verdünnungen bei deponierten Stoffen von 1:1000 mit nicht kontaminierten Abfällen unterstellt. Die Differenz in Freigabewerten erreicht für etliche Nuklide bis zu einigen Größenordnungen (siehe Tab. 4).

4.4 Vergleich mit Wertesätzen aus Schweden

Tab. 5: Aus [8] unter Berücksichtigung des 10 µSv-Konzeptes abgeleitete Freigabewerte in Bq/g sowie Vergleich mit Freigabewerten der StrlSchV

Freigabe zur Beseitigung							
Nuklid	StrlSchV Spalte 9	100.000 Mg Bauschutt		5.000 Mg Stahl		500 Mg Abfall	
		Freigabewert Elert [8]	Verhältnis StrlSchV/ Elert	Freigabewert Elert [8]	Verhältnis StrlSchV/ Elert	Freigabewert Elert [8]	Verhältnis StrlSchV/ Elert
H-3	1.000	0,11	8.900	-	-	23	44
C-14	2.000	0,60	3.300	-	-	0,12	16.000
Fe-55	10.000	2.400	4,1	174	58	870	12
Co-60	4	4,5	0,90	0,12	34	0,59	6,8
Sr-90	2	0,000078	26.000	0,011	180	0,012	167
Cs-137	10	0,0080	1.200	0,047	210	0,047	211
Eu-154	7	3.700	0,0019	-	-	0,41	17
Pu-242	1	0,028	36	-	-	-	-
Am-241	1	0,0028	360	0,045	22	0,011	91

Freigabe zur Rezyklierung						
Nuklid	100.000 Mg Bauschutt			5.000 Mg Stahl		
	StrlSchV Spalte 6	Freigabewert Elert [8]	Verhältnis StrlSchV/ Elert	StrlSchV Spalte 10a	Freigabewert Elert [8]	Verhältnis StrlSchV/ Elert
H-3	60	0,051	1.200	1.000	-	-
C-14	10	30	0,34	80	-	-
Fe-55	200	19	10	10.000	220	45
Co-60	0,09	0,013	6,9	0,6	0,13	4,5
Sr-90	2	0,0020	990	9	2,0	4,5
Cs-137	0,4	0,0059	68	0,6	5,3	0,11
Eu-154	0,2	0,0029	69	0,5	-	-
Am-241	0,05	0,0062	8,1	0,3	0,011	27

Das schwedische Regelwerk enthält keine nuklidspezifischen Freigabewerte. Die Untersuchungen in [8] erstrecken sich auf Bauschutt, Schrott und Deponieabfälle aus der Stilllegung von Kernkraftwerken. Die Betrachtungen beschränken sich auf die Ermittlung von Dosen auf der Basis einer spezifischen Aktivität von 1 Bq/g. Exemplarisch werden einige Freigabewerte für ein Dosiskriterium von 100 µSv/a angegeben. Tab. 5 zeigt den Vergleich der Freigabewerte aus [8] mit denen der StrlSchV.

Die aus [8] ableitbaren Freigabewerte sind überwiegend erheblich niedriger als die der StrlSchV. Dies erklärt sich vor allem mit der erheblich größeren angenommenen Bauschuttmenge (100.000 Mg in einem halben Jahr gegenüber 100 Mg pro Jahr in der deutschen Modellierung), der nicht unterstellten Vermischung mit sonstigen Abfällen sowie der konservativeren Modellierung des Brunnenpfads (die Deponierung soll unmittelbar am Kraftwerk erfolgen). Die Unterschiede in den Freigabewerten für Stahlschrott lassen sich ebenfalls mit den sehr konservativen Annahmen in [8] erklären. Bei der Beseitigung von 500 Mg nicht brennbarer Abfälle ergeben sich die Unterschiede vor allem durch die nicht modellierte Vermischung mit anderen Abfällen. Die den Freigabewerten der StrlSchV zugrunde liegenden Annahmen und Parameterwerte sind für deutsche Verhältnisse realistischer.

5.6 Vergleich mit Werten für die uneingeschränkte Freigabe aus Großbritannien

In Großbritannien wurden nuklidspezifische Werte für die uneingeschränkte Freigabe in [12] abgeleitet, jedoch nicht in die Strahlenschutzregelungen aufgenommen. In [12] werden Boden, Beton, Metalle und sonstige Abfälle betrachtet. Die Freigabewerte werden unter Zugrundelegung einfacher Modelle ermittelt und die Parameterwerte möglichst realistisch abgeschätzt. Es erfolgt eine Rundung auf ganze Zehnerpotenzen gerundet und eine Einteilung in drei Klassen (0,1 Bq/g, 1 Bq/g und 10 Bq/g). In Tab. 6 sind die in [12] untersuchten Szenarien sowie die daraus abgeleiteten Werte für die uneingeschränkte Freigabe angegeben und mit der StrlSchV verglichen. Angegeben sind die ungerundeten Werte nach [12].

Tab. 6: In [12] abgeleitete Freigabewerte für die uneingeschränkte Freigabe in Bq/g sowie Vergleich mit der StrlSchV (Anlage III Tab. 1 Spalte 5)

Radionuklid	Abgeleitete Freigabewerte für die Szenarien (DETR)				Verwendete Werte		Verhältnis StrlSchV/ DETR
	Boden	Beton	Metalle	Abfall	DETR*	StrlSchV	
H-3	18,5	337.000	576	61.700	576	1000	1,74
C-14	17,2	9870	18,9	1920	18,9	80	4,23
Fe-55	907	17.700	972	23.500	972	200	0,21
Co-60	0,1	0,04	0,17	0,17	0,04	0,1	2,60
Sr-90	0,12	175	2,91	119	2,91	2	0,69
Cs-137	0,37	0,19	0,79	0,81	0,19	0,5	2,70
Eu-154	0,20	0,08	0,36	0,36	0,08	0,2	2,45
Pu-242	0,49	0,56	0,39	5,31	0,39	0,04	0,10
Am-241	0,50	0,61	0,45	5,56	0,45	0,05	0,11

* Ausgewählter Wert: kleinster Wert aus den Szenarien (ohne Boden)

Die in [12] zugrunde gelegten Szenarien und Modelle weisen eine konservative Tendenz auf. Der Vergleich der ungerundeten Werte nach [12] mit denen der StrlSchV ergibt, dass die deutschen Werte in einigen Fällen höher sind, maximal etwa um den Faktor 4.

6. Zusammenfassendes Ergebnis des Vergleichs

Gegenüber Wertesätzen der Europäischen Kommission ergeben sich entweder geringe Unterschiede bis zu maximal etwa einem Faktor 2 oder eine völlige Übereinstimmung, wenn diese Wertesätze in die StrlSchV direkt übernommen wurden. In Anbetracht der Vielzahl von Möglichkeiten der Szenarien- und Parameterwahl bei der Modellierung sowie der Rundungsverfahren kann dies als gute Übereinstimmung gewertet werden.

Die bei den Vergleichen mit Wertesätzen aus der Schweiz, den Niederlanden, Schweden, und Großbritannien teils erheblichen Abweichungen gegenüber den Freigabewerten der StrlSchV (sowohl zu niedrigeren als auch zu höheren Werten hin) konnten

- durch Unterschiede der Ansätze (Modelle und ihre Komplexität, betrachtete Szenarien und Pfade sowie Festlegung der Parameter),
- durch unterschiedliche Konservativität der Modelle und der Festlegung der Parameter, oder
- durch Berücksichtigung länderspezifischer Gegebenheiten

bei der Ableitung der Wertesätze aus diesen Ländern erklärt werden.

Für die relevanten Radionuklide stimmen die so erhaltenen Freigabewerte im Allgemeinen innerhalb einer Größenordnung überein. Aus wissenschaftlicher Sicht ist dies angesichts der verbleibenden Modell- und Parameterunterschiede als hinreichende Übereinstimmung zu werten. Der internationale Vergleich hat keine Hinweise darauf ergeben, dass die Regelungen der StrlSchV dem Schutzziel nicht gerecht werden.

7. Literaturverzeichnis

[1] Strahlenschutzkommission: Vergleich deutscher Freigabekriterien mit denen anderer Länder am Beispiel ausgewählter Radionuklide, Stellungnahme der Strahlenschutzkommission, verabschiedet auf der 197. Sitzung, Dezember 2004

[2] European Commission: Recommended radiological protection criteria for the recycling of metals from the dismantling of nuclear installations, Radiation Protection 89, Luxemburg, 1998

[3] European Commission: Definition of clearance levels for the release of radioactively contaminated buildings and building rubble, Radiation Protection 114, Luxemburg, 1999

[4] European Commission: Methodology and models used to calculate individual and collective doses resulting from the recycling of metals from the dismantling of nuclear installations, Radiation Protection 117, Luxemburg, 2000

[5] European Commission: Recommended radiological protection criteria for the clearance of buildings and building rubble arising from the dismantling of nuclear installations, Radiation Protection 113, Luxemburg, 2000

[6] European Commission: Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption - Part 1: Guidance on General Clearance Levels for Practices, Radiation Protection 122, Luxemburg, 2000

[7] C.W.M. Timmermans: Clearance Levels for radioactive materials and sources, Bericht KEMA 40781-NUC 96-9162, Arnhem, Oktober 1996

[8] M. Elert, M. Wiborgh, A. Bengtsson: Basis for Criteria for Exemption of Decommissioning Waste, KEMAKTA Konsult AB, KEMAKTA AR 91-26, Stockholm 1992

[9] H. Efraimsson, A. Wiklund: Clearance in Connection with Decommissioning of Nuclear Facilities, Swedish Radiation Protection Institute (SSI), Stockholm 1999

[10] M.P. Harvey, S.F. Mobbs, J.S.S. Penfold, J.G. Titley: Calculation of Clearance Levels for the UK Nuclear Industry, Contract Report NRPB-M986, NRPB, Chilton Didcot/UK, Oktober 1998

[11] S.F. Mobbs, M.P. Harvey: Methodology and models used to calculate individual and collective doses resulting from the recycling of metals from the dismantling of nuclear installations, NRPB/UK, Final report for EC DG XI, 1999

[12] Department of the Environment, Transport and the Regions (DETR): Derivation of UK Unconditional Clearance Levels for Solid Radioactively Contaminated Materials, DETR Report No. DETR/RAS/98.004, April 1999

[13] Strahlenschutzverordnung (StSV) vom 22. Juni 1994, Stand am 28. Dezember 2001

[14] Strahlenschutzkommission: Freigabe von Materialien, Gebäuden und Bodenflächen mit geringfügiger Radioaktivität aus anzeige- und genehmigungspflichtigem Umgang, Empfehlung der Strahlenschutzkommission, verabschiedet auf der 151. Sitzung, Februar 1998

Neue Richtlinie zur Kontrolle radioaktiver Reststoffe/Abfälle

W. Plank[1)]

[1)] TÜV Industrie Service GmbH, TÜV Süd Gruppe, Geschäftsbereich Energie und Technologie, Abteilung Entsorgung

Zusammenfassung

In den Abschnitt 9 „Radioaktive Abfälle“ der Strahlenschutzverordnung wurden einige wesentliche Regelungen der BMU-Abfallrichtlinie aufgenommen. Es sind jedoch nicht alle wesentliche Teile der BMU-Abfallrichtlinie übernommen worden, so sind die Punkte „Aktivitätsbestimmung“ und „Zwischenlager“ nicht neu geregelt worden. Weiterhin sind die Punkte „Jahresmeldungen“, „Abfallkonzept“ und „Entsorgung“ nur pauschal geregelt. Daher sind die Anforderungen der BMU-Abfallrichtlinie, die nicht im Detail in der StrlSchV geregelt sind, weiterhin gültig. Weiterhin gilt die StrlSchV nur für radioaktive Abfälle, der Umfang ist weder für hochradioaktive Abfälle noch für radioaktive Reststoffe eindeutig geregelt. Hier sind die relevanten Regelungen der BMU-Abfallrichtlinie noch auf den neuesten Stand zu bringen. Dazu wurde eine Neufassung der Abfallrichtlinie erarbeitet, die aus derzeitiger Sicht verabschiedet werden soll.

Schlüsselwörter: Abfallrichtlinie, Abfall/Reststoff, Abfallkonzept, Zwischenlagerung, Jahresmeldungen, Dokumentation, Aktivitätsbestimmung

1. Historie BMU-Abfallrichtlinie

Der sogenannte Atommüllskandal um die Hanauer Nuklearbetriebe TRANSNUKLEAR und NUKEM bestimmte Ende 1987 die Schlagzeilen bundesdeutscher Zeitungen (L1).

Daraufhin wurde u. a. am 16. Januar 1989 die Richtlinie zur Kontrolle radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, die nicht an eine Landessammelstelle abgeliefert werden, bekanntgegeben (BMU-Abfallrichtlinie, L2). Dabei wurde vereinbart, dass diese Richtlinie von den Betroffenen auf freiwilliger Basis angewendet werden soll. Die konkrete Umsetzung der Richtlinie wurde von den Genehmigungs- und Aufsichtsbehörden und den Genehmigungsinhabern daraufhin festgelegt. Im Bundesland Bayern wird die BMU-Abfallrichtlinie in vollem Umfang angewendet. Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz wurde mit der aufsichtlichen Überwachung von Maßnahmen im Zusammenhang der Richtlinie beauftragt. Das Landesamt für Umweltschutz zog im Rahmen der staatlichen Aufsicht nach § 19 Atomgesetz (AtG) den damaligen TÜV Bayern e. V. als Sachverständigen nach § 20 AtG hinzu.

Die Anwendung der Richtlinie war ursprünglich auf drei Jahre befristet. Mit der Bekanntmachung der Ergänzung der Richtlinie vom 14. Januar 1994 (L2) wurde die Anwendung der Richtlinie bis zur Ablösung durch eine umfassende Verordnung angeordnet.

Anfang 1995 lag ein Entwurf der o. g. umfassenden „Verordnung über die Verwertung radioaktiver Reststoffe und über die Beseitigung als radioaktive Abfälle“ (Atomrechtliche Reststoff- und Abfallverordnung – AtRAV) (L3) vor. 1998 wurde entschieden, dass die Abfallbehandlung und die Freimessung nicht in der AtRAV, sondern in der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) geregelt werden.

2. Radioaktive Abfälle in der Strahlenschutzverordnung

In der Fassung der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) von 1989 wurden Punkte hinsichtlich Ablieferung, Behandlung und Zwischenlagerung radioaktiver Abfälle geregelt.

Am 20. Juli 2001 trat die Verordnung für die Umsetzung von EURATOM-Richtlinien zum Strahlenschutz in Kraft. Im Artikel 1 ist die Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrSchV) aufgeführt (L4). In die StrlSchV wurden wesentliche Inhalte der BMU-Abfallrichtlinie aufgenommen.

In der StrlSchV sind im Teil 2 „Schutz von Mensch und Umwelt vor radioaktiven Stoffen oder ionisierender Strahlung aus der zielgerichteten Nutzung bei Tätigkeiten", Kapitel 3 „Anforderung bei der Nutzung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlung", Abschnitt 9 „Radioaktive Abfälle" die Anforderungen hinsichtlich Planung für Anfall und Verbleib, Dokumentation, Meldungen, Behandlung und Verpackung festgelegt.

3. Begriffsbestimmungen und Anwendungsbereich

- **Radioaktive Abfälle**

Radioaktive Abfälle

Radioaktive Stoffe im Sinne des § 2 Abs. 1 AtG, die nach § 9a des AtG geordnet beseitigt werden müssen (StrlSchV § 3 Abs. 2)

Behandlung radioaktiver Abfälle

Verarbeitung von radioaktiven Abfällen zu Abfallprodukten

Abfallprodukt

Verarbeiteter radioaktiver Abfall ohne Verpackung und Abfallbehälter

Abfallgebinde

Einheit aus Abfallprodukt, auch mit Verpackung, und Abfallbehälter

- **Anwendungsbereich**

Der Anwendungsbereich der BMU-Richtlinie ist im Punkt 1.3.5 so geregelt, dass die Richtlinie für radioaktive Reststoffe bis zum Beginn der schadlosen Verwertung gilt. Das heißt, die Richtlinie ist auch für radioaktive Reststoffe anzuwenden.

In der StrlSchV wird in den entsprechenden §§ nur von radioaktiven Abfällen gesprochen. Hinsichtlich einer klaren Abgrenzung des Anwendungsbereiches für Abschnitt 9 ist eine Definition von radioaktiven Reststoffen zweckmäßig. (Siehe dazu auch den § 9a AtG „Verwertung radioaktiver Reststoffe und Beseitigung radioaktiver Abfälle")

4. Übergangsvorschriften und Abgrenzung zu anderen Vorschriften

Im § 117 der StrlSchV sind Übergangsvorschriften aufgeführt. Diese betreffen die bisherigen Regelungen hinsichtlich der alten StrlSchV von 30. Juni 1989. Für den Abschnitt 9 „Radioaktive Abfälle“ sind keine Regelungen enthalten. Die Vorgaben der §§ des Abschnitt 9 gelten seit dem 01.08.2001 uneingeschränkt ohne Übergangsfristen.

Wesentliche Inhalte der BMU-Abfallrichtlinie wurden in die StrlSchV aufgenommen. Die BMU-Abfallrichtlinie gilt jedoch in den Punkten weiterhin, die nicht in der StrSchV geregelt sind. Die entsprechenden Punkte werden in Kap. 4 aufgeführt.

Die BMU-Abfallrichtlinie galt nur für die Kontrolle von radioaktiven Abfällen, die nicht an eine Landessammelstelle abgeliefert werden, d. h. für die Landessammelstellen-Abfälle waren die Anforderungen nicht in diesem Umfang festgelegt worden. Mit der StrlSchV 2001 gelten die festgelegten Anforderungen nun auch für die Landessammelstellen.

5. Vergleich der Anforderungen der StrlSchV, Abschnitt 9 mit der BMU-Abfallrichtlinie

§ 72 Planung für Anfall und Verbleib radioaktiver Abfälle

Entsprechend **Punkt 1** ist der erwartete jährliche Anfall von radioaktiven Abfällen für die Dauer der Betriebszeit abzuschätzen und der Behörde unter Angabe des geplanten Verbleibs der radioaktiven Abfälle mitzuteilen. Diese Anforderung soll dem Punkt 3.1 (Abfallkonzept) der BMU-Abfallrichtlinie entsprechen. Da in der BMU-Abfallrichtlinie zum Abfallkonzept weitergehende Forderungen enthalten sind, wurde für die bayerischen kerntechnischen Anlagen festgelegt, dass in diesem Punkt die BMU-Abfallrichtlinie weiterhin anzuwenden ist.

Entsprechend **Punkt 2** ist der Verbleib der radioaktiven Abfälle nachzuweisen, der erwartete Anfall für das nächste Jahr und der Anfall des letzten Jahres anzugeben (Jahresmeldung). Diese Anforderung soll dem Punkt 2.1 der BMU-Abfallrichtlinie entsprechen. Prinzipiell sind entsprechend den Anforderungen der StrlSchV nur Mengenangaben notwendig, da keine detaillierten Vorgaben in der StrlSchV enthalten sind. Da in der BMU-Abfallrichtlinie detaillierte Vorgaben für die Erstellung der sogenannten BMU-Jahresmeldung enthalten sind, wurde für die bayerischen kerntechnischen Anlagen festgelegt, die Jahresmeldungen im bisherigen Detaillierungsgrad beizubehalten und den in der StrlSchV zusätzlich geforderten Anfall des abgelaufenen Jahres entsprechend aufzuführen. Der Termin der Jahresmeldung liegt jetzt beim 31.03., der dem Stichtag folgt.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass sich für Abfallverursacher, die bisher gemäß BMU-Abfallrichtlinie meldepflichtig waren, keine wesentlichen neuen Aspekte ergeben.

§ 73 Erfassung

Entsprechend **Punkt 1** sind die radioaktiven Abfälle nach den Vorgaben der Anlage X Teil A und B zu erfassen und entsprechend zu aktualisieren. Werden radioaktive Abfälle z. B. zu einer externen Behandlung vom Abfallverursacher an einen Dritten abgegeben, hat der Dritte die Pflicht, dem Abfallverursacher den aktuellen Zustand der radioaktiven Abfälle mit den entsprechenden Daten mitzuteilen.

Diese Anforderung soll den Punkten 2.1.2 und 3.2 (letzter Absatz) der BMU-Abfallrichtlinie entsprechen. Für die kerntechnischen Anlagen, die die EDV-Systeme AVK, ReVK, KADABRA oder ähnliche Programme benutzen, ergeben sich hinsichtlich der Erfassung und Dokumentation der radioaktiven Abfälle prinzipiell keine neuen Aspekte, da die Anforderungen der BMU-Abfallrichtlinie mit dem Punkt 1 weitestgehend identisch sind. Für die Bezeichnung des radioaktiven Abfalls stehen nur noch die Rohabfallbezeichnungen (z.B. „Metalle“ oder „unsortierter Abfall“) zur Verfügung. Bezeichnungen wie „Preßlinge“ oder „zementierte Abfälle“ sind nicht mehr für die Datenerfassung vorgesehen. Dafür ist vorgesehen, den Behandlungszustand des radioaktiven Abfalls (z.B. „Verbrennen“ oder „formstabil Kompaktieren“) anzugeben.

Bei der Buchführung über radioaktive Abfälle (Anlage X, Teil B, 4. Angaben) sind hinsichtlich der bisherigen Praxis der Datenerfassung zusätzliche Anforderungen, wie stoffliche Zusammensetzung in kg oder Kennung des verarbeiteten Rohabfalls, zu erfüllen.

§ 74 Behandlung und Verpackung

Der Abfallverursacher hat gemäß § 9a (1) AtG zum Schutz der Allgemeinheit dafür zu sorgen, dass anfallende radioaktive Reststoffe entsprechend schadlos verwertet oder als radioaktiver Abfall geordnet beseitigt werden (direkte Endlagerung). In der StrlSchV werden im § 74 die Anforderungen für die Behandlung der radioaktiven Abfälle bis zur Endlagerung neu geregelt.

Bisher gab es Anforderungen hinsichtlich der Konditionierung radioaktiver Abfälle, wie sie in der BMU-Abfallrichtlinie im Punkt 3.3 geregelt sind. Dazu gibt es für die Einlagerung radioaktiver Abfälle in das Endlager Morsleben Vereinbarungen des Hauptausschussses des Länderausschussses für Atomkernenergie (LAFAB) zum Ablauf der Produktkontrolle.

Entsprechend § 74 Abs. 2 der StrlSchV sind Verfahren zur Herstellung endlagerfähiger Abfallgebinde anzuwenden, deren Anwendung das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) zugestimmt hat. Das bedeutet für die Entsorgung von radioaktiven Abfällen, dass vor dem Beginn der Behandlung (siehe Anlage X, Teil A Punkt 3) ein vom BfS freigegebenes Verfahren, wie z. B. Ablaufplan, vorliegen muss.

Prinzipiell ergeben sich für die Ablieferungspflichtigen keine neuen Aspekte hinsichtlich der Endlagerung der radioaktiven Abfälle. Entsprechend Abs. 2 trägt der Bund die Kosten einer ggf. notwendigen Nachqualifikation der von den Landessammelstellen produzierten Abfallgebinde, wenn sich die jetzigen Anforderungen hinsichtlich der Endlagerungsbedingungen ändern sollten. D. h. die Landessammelstellen können ihre Entsorgungskosten bis zur „Endlagerung“ genau kalkulieren. Dies trifft für die übrigen Ablieferungspflichtigen nicht zu.

§ 75 Pflichten bei der Abgabe radioaktiver Abfälle

Wer radioaktive Abfälle zur Beförderung abgibt, hat dies der für ihn zuständigen Behörde mindestens fünf Arbeitstage vor Beginn der Beförderung mitzuteilen. Dies sind die sogenannten „Fünf-Tage-Meldungen“. Die Beförderung ist in der BMU-Abfallrichtlinie in Kapitel 5 „Beförderung“ geregelt. Bezüglich der Regelungen in der BMU-Abfallrichtlinie ist in dem Meldeverfahren neu hinzugekommen, dass der Empfänger der radioaktiven Abfälle unverzüglich den Abgebenden über die Annahme unterrichtet. Weiterhin ist jetzt der Eigentümer (=Abfallverursacher), nicht mehr der Besitzer der zu transportierenden Abfälle anzugeben und es wird nur noch die Kernbrennstoff-Gesamtmasse angegeben.

§§ 76 bis 79

Für die §§ 76 bis 79 ergaben sich gemäß unserer bisherigen Erfahrungen keine neuen Erkenntnisse gegenüber der §§ der StrlSchV 1989.

6. Neue Abfallrichtlinie (Entwurf - Stand Mai 2005)

In Kapitel 5 sind die Punkte beispielhaft aufgeführt, die in die StrSchV nicht im Detail eingegangen sind. Daher ist auf Intitiative der Länderbehörden eine neue Fassung der „BMU-Abfallrichtlinie“ entstanden. Der Inhalt der neuen Abfallrichtlinie deckt den Bereich ab, der in der StrlSchV nicht oder nicht im Detail geregelt ist. U. a. sind in der StrlSchV die Punkte Aktivitätsbestimmung und Zwischenlagerung nicht geregelt. Weiterhin sind der Umfang und die Beschreibung der Jahresmeldung, das Abfallkonzept sowie die Vorbehandlung/Behandlung (Zeitpunkt, Ort) nur pauschal geregelt.

Nachfolgend ist auszugsweise die neue Abfallkontrollrichtlinie (Entwurf - Stand Mai 2005) wiedergeben:

Zweck

Die Richtlinie zur Kontrolle radioaktiver Abfälle regelt in Ergänzung der §§ 72-79 StrlSchV die Überwachung der beim Umgang mit radioaktiven Stoffen anfallenden radioaktiven Abfälle.

Anwendungsbereich

Die Regelungen der Richtlinie gelten für zu erteilende Genehmigungen gemäß den §§ 5, 6, 7 und 9 Atomgestz (AtG) bzw. gemäß den §§ 7 und 11 der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) für neue Anlagen und Einrichtungen sowie für neu zu beginnenden Umgang und für Landessammelstellen.

Die Richtlinie gilt für radioaktive Abfälle in den Verarbeitungszuständen „Rohabfall“ (R), soweit sie nicht für eine zeitnahe Freigabe gem. § 29 StrlSchV vorgesehen sind, „Zwischenprodukt“ (Z) und „Konditionierter Abfall“ (K), soweit diese in deklarierbaren Einheiten vorliegen und keiner betrieblichen Veränderung mehr unterliegen.

Die Richtlinie gilt auch für radioaktive Reststoffe, soweit bei ihrer Verarbeitung radioaktive Abfälle anfallen oder anfallen könnten (z.B. metallische Reststoffe, die zum Einschmelzen abgegeben werden) und für radioaktive Reststoffe, wie ausgebaute Anlagen und Anlagenteile sowie bewegliche Gegenstände, die zur langfristigen Abklinglagerung vorgesehen sind.

Die Richtlinie gilt nicht für

- ⇒ bestrahlte Brennelemente und Abfälle aus der Wiederaufarbeitung,
- ⇒ Abfälle, die an eine Landessammelstelle abgeliefert werden, soweit sie unbehandelt sind,
- ⇒ bewegliche Gegenstände im Sinne des § 44 StrlSchV (z. B. Werkzeuge),
- ⇒ unveränderte Gebäude oder Bodenflächen sowie eingebaute Anlagen oder Anlagenteile, die aktiviert und kontaminiert sind,
- ⇒ radioaktive Stoffe, Gebäude oder Bodenflächen, abgebaute oder ausgebaute Anlagen oder Anlagenteile, deren Freigabe gem. § 29 StrlSchV beantragt wurde,
- ⇒ radioaktive Reststoffe, die zur Weiterverwendung in der eigenen Anlage vorgesehen sind,
- ⇒ für radioaktive Stoffe, Gebäude oder Bodenflächen, die aufgrund genehmigter Ableitungen nach § 47 StrlSchV kontaminiert wurden.

Jahresmeldung

Jeweils zum Stichtag 31.12. sind der zuständigen Länderbehörde bis zum darauf folgenden 31. 03. für radioaktive Abfälle sowie für Materialien gemäß 1.3.3. zu melden:

- ⇒ Anfall seit dem letzten Stichtag,
- ⇒ Bestand zum Stichtag und
- ⇒ erwarteter Anfall für das Folgejahr.

Die Form der Jahresmeldung regelt die jeweilige Landesbehörde (Beispiel siehe Anhang). Auf Wunsch sind den jeweiligen Landesbehörden auch über die festgelegten Jahresmeldungen hinausgehende Berichte vorzulegen.

Bestimmung des Aktivitätsgehalts

Die Randbedingungen zur Bestimmung des Aktivitätsgehalts von Abfällen sind in den durch das BfS geprüften Verfahrensbeurteilungen festgelegt und sind einzuhalten.

Bei behandelten Abfällen (Verarbeitungszustand Z oder K), bei denen in einem vorhergegangenen Verfahrensschritt die Nuklidzusammensetzung bestimmt worden ist, kann hierauf zurückgegriffen werden.

Für radioaktive Abfälle im Verarbeitungszustand R und Z sowie für radioaktive Reststoffe sind radiologische Daten (Aktivität und/oder Dosisleistung) so anzugeben, dass eine Aktivitätsbestimmung entsprechend Anlage X StrlSchV durchgeführt werden kann.

Planung für Anfall und Verbleib (Entsorgungskonzept gem. § 72 Nr. 1 StrlSchV)

In einem Entsorgungskonzept sind für alle anfallenden Arten von radioaktiven Abfällen und radioaktiven Reststoffen gemäß 1.3.3 die technischen und organisatorischen Vorkehrungen zur Sammlung und Erfassung sowie zur Behandlung und Verpackung darzustellen. Änderungen dieses Konzepts bedürfen der Zustimmung der jeweils zuständigen Behörden.

Behandlung und Verpackung radioaktiver Abfälle (§ 74 StrlSchV)

Maßnahmen vor der Behandlung und Konditionierung

Die radioaktiven Abfälle sind im Hinblick auf die vorgesehenen Behandlungs- und Konditionierungsverfahren vom Abfallverursacher nach Möglichkeit getrennt zu sammeln.

Zulässigkeit des Mischens von Abfällen bei der Behandlung und Konditionierung

Bei der Behandlung und Konditionierung, insbesondere in zentralen Einrichtungen, können zur Minimierung der Strahlenbelastung und der Abfallbeförderungen sowie im Hinblick auf eine optimale Ausnutzung von Verarbeitungs- oder Endlagerungskapazitäten verschiedenartige oder aus verschiedener Herkunft stammende radioaktive Abfälle gemischt werden. Im Falle der Behandlung zu einem Zwischenprodukt ist zu gewährleisten, dass den Anliefernden Abfälle in vergleichbarer Art und Menge zurückgeliefert werden. Weiterhin sind die Ergänzungen vom 26. Juni 1989 (Bundesanzeiger Nr. 124 vom 07.07.1989) zu berücksichtigen.

Ablieferung an eine Anlage des Bundes

Bei der Ablieferung von Gebinden an ein Endlager wird dem Abfallverursacher eine Bestätigung über den Eingang der von ihm abgelieferten Abfälle zugeleitet.

7. Literatur

L 1 Informationskreis Kernenergie
Der Atommüllskandal, Energie Impulse EXTRA, 1988

L 2 BMU
Richtlinie zur Kontrolle radioaktiver Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung, die nicht an eine Landessammelstelle abgeliefert werden
Bonn, 16. Januar 1989

Ergänzung der Richtlinie zur weiteren Anwendung
Bonn, 14. Januar 1994

L 3 BMU
Verordnung über die Verwertung radioaktiver Reststoffe und über die Beseitigung als radioaktive Abfälle
(Atomrechtliche Reststoff- und Abfallverordnung – AtRAV)
Entwurf, Februar 1995

L 4 Bundesregierung
Verordnung für die Umsetzung von EURATOM-Richtlinien zum Strahlenschutz (BGBl 2001 Teil I Nr. 38 S. 1714 ff)
Artikel 1: Strahlenschutzverordnung
Bonn, 26.07.2001

8. Anhang

Beispiel für Jahresmeldung

Nummer	Angabe je Behälter oder deklarierbarer Einheit	Im Berichtszeitraum angefallene Abfälle (Code R)	Im Berichtszeitraum angefallene Abfälle (Code K, Z (Abfallfässer))	Zum Stichtag vorhandene Abfälle (Code R)	Zum Stichtag vorhandene Abfälle (Code K und Z)	Erwarteter Anfall an Abfällen (Code R) im Folgejahr	Erwarteter Anfall an Abfällen (Code K. Z (Abfallfässer)) im Folgejahr
1.	Bezeichnung des Abfalls nach Anlage X Teil A Nr. 2 StrlSchV,	+	+	+	+	+	+
2.	Lagerort			+	+		
3.	Volumen (m³)	+	+	+	+	+	+
4.	Masse (kg)	[1]+		[1]+		[1]+	
5.	Gesamtaktivität (Bq)	+	+	+	+	+	+
6.	Vorgesehene Behandlungsart	+				+	+
7.	Vorgesehener Behandlungsort	+				+	+
8.	Anzahl der Zwischenprodukte			+			
9.	Behältertyp für Zwischenprodukte			+			
10.	Anzahl der Gebinde		+		+		+
11.	Behältertyp Gebinde		[2]+		[2]+		[2]+
12.	Ort der Zwischenlagerung		+		+		+

\+ Angaben erforderlich
[1] Angaben optional zum Volumen
[2] Bruttovolumen des Abfallgebindes in m³ gemäß BfS-Angaben

AUFSICHT ÜBER DIE RÜCKFÜHRUNG VON WIEDERAUFARBEITUNGSABFÄLLEN IN DIE SCHWEIZ

SUPERVISING THE RETURN OF REPROCESSING RESIDUES TO SWITZERLAND

Dr. Stefan Theis

HSK, Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen
CH-5232-Villigen-HSK

Zusammenfassung *Nach dem aktuellen nationalen Aufsichtskonzept der HSK erfolgt die Abfallkonditionierung durch die Schweizerischen Kernanlagen weitgehend selbstständig nach umfangreicher Prüfung der Verfahren durch die Behörde. Inspektionen sind üblicherweise nicht auf spezifische Abfallprodukte bezogen, sondern konzentrieren sich auf die Betriebsführung und die tatsächliche Wahrnehmung der Eigenverantwortung. Im Fall der Wiederaufarbeitungs(WA-)abfälle wird wegen der eingeschränkten Zutrittsmöglichkeiten ein modifiziertes, auf die konkreten Abfallprodukte und –gebinde bezogenes Verfahren angewendet. Die beiden Verfahrensteile Vorprüfung und Durchführung werden an den Beispielen kompaktierter Hülsen und Strukturteile sowie der verglasten Spaltproduktlösungen der Cogéma erläutert.*

Summary *According to the national supervison concept conditioning of radwaste in Swiss nuclear installations focuses more on thorough analyses of the applied processes beforehand than on frequent inspections of the individual waste packages. Actual inspections frequently check whether the operator undertakes all necessary and appropriate steps to put the approved conditioning procedures into practice considering radiological, operational and safety aspects. This type of inspection however is not possible in foreign installations. A more product-oriented approach is applied here which relies strongly on extensive examination of the specific procedures and -after production of the waste packages in the foreign installation- on a close examination of the product properties (mainly on the basis of the package documentation). For both phases practical examples are given: supercompacted hulls and ends and vitrified HLW from Cogéma.*

Schlüsselwörter *Wiederaufarbeitung, Abfall, Aufsicht*

Keywords *reprocessing, waste, inspection, supervision*

1. Historische Entwicklung und Problematik

Aus den Verträgen zur Wiederaufarbeitung (WA) von abgebrannten Brennelementen (BE) aus den schweizerischen Druck- und Siedewasserreaktoren ergibt sich für die Werke die Verpflichtung, gewisse Mengen an genau spezifizierten Abfällen zurückzunehmen. Diese

Verträge sind durch entsprechende bilaterale Regierungsabkommen zwischen dem jeweiligen Land der WA-Anlage und der Schweiz abgesichert. Die Situation in den anderen Kundenländern der WA-Anlagen in La Hague, Frankreich (Cogéma) und Sellafield, Grossbritannien (BNFL) ist identisch. Während konkrete Rücklieferungen von BNFL noch für einige Jahre nicht zu erwarten sind, liefert Cogéma seit Ende der 90er Jahre verglaste hochaktive Abfälle an verschiedene Länder aus. Zwischen dem Abtransport der bestrahlten BE, der eigentlichen Wiederaufarbeitung, der Konditionierung der entstandenen WA-Abfälle und deren Rücktransport liegen aus unterschiedlichen Gründen jeweils oft mehrere Jahre.
Die Vertragslage und damit auch die diesen Verträgen unterliegenden technischen Unterlagen (hier besonders: Abfallspezifikationen) wurden Ende der 80er Jahre erstellt. Für die heutige Anwendung bedürfen einige dieser Unterlagen daher einer Aktualisierung. Dies gilt besonders, falls auf Grund technologischer Weiterentwicklung Inhalte zu ändern sind.

2. Verfahrensbegutachtung der Konditionierung

Die Konditionierung von radioaktiven Abfällen der Kernanlagen ist in der Schweiz durch die Kernenergieverordnung, KEV (hier besonders Art. 54) vorgeschrieben. Das zu erzeugende Gebinde genehmigt die Aufsichtsbehörde HSK entweder als Gebindetyp oder im Einzelverfahren. Die HSK-Richtlinie R-14 regelt die Einzelheiten der einzureichenden Unterlagen und das Verfahren. Die Anforderungen ergeben sich aus den zukünftigen Erfordernissen des Transportes, der eventuell auch längeren Zwischenlagerung und der zukünftigen Endlagerfähigkeit im repräsentativen Modellendlager. Typengenehmigungen werden in der Regel zunächst provisorisch erteilt und in den ersten Anwendungsjahren durch ein *produktionsbegleitendens Charakterisierungsprogramm* (PCP) verifiziert, wonach dann die definitive Typenfreigabe erfolgt. Anschliessend ist der Konditionierer eigenverantwortlich tätig. Regelmässige typenbezogene Tätigkeiten der Aufsichtsbehörde sind nicht vorgesehen. Vielmehr beziehen sich Inspektionen auf die Anlage und die Arbeitsweise des Konditionierers.
Gerade diese Art der Inspektion ist der HSK in ausländischen Anlagen jedoch nicht möglich, weshalb die Aufsicht streng Produkt-bezogen erfolgt. Ausserdem ist hier die Verfahrensbegutachtung von besonderer Bedeutung, da sie trotz eines Zustimmungsvorbehaltes de facto die letzte Einflussmöglichkeit auf die Eigenschaften der Produktgebinde bietet.
Das Vorabklärungsverfahren (approval) hat somit alle Themenbereiche einer normalen Spezifikationsprüfung, aber auch zusätzliche Aspekte wie etwa die Abfallzuteilung und die Qualitätssicherung durch Dritte zu behandeln. Zur Zeit wird die HSK-Prüfung für die geänderte Verarbeitungsweise von Hülsen und Strukturteilen in La Hague in der Erstellung, die als Beispiel dienen soll.

Im Januar 2004 informierte Cogéma die Schweizerischen Kraftwerke offiziell über die neue Spezifikation der Hülsen und Strukturteile. Nach einer entsprechenden Orientierung der HSK stellten die Werke im Februar 2004 das Vorabklärungsgesuch beim Bundesamt für Energie (BFE), welches im April die HSK mit der Erstellung des Gutachtens beauftragte.
Für die genannten Materialien war zu Beginn der 90er Jahre bereits eine Spezifikation erstellt worden, die eine Zementierung in grossen Edelstahlbehältern vorsah. Da die Hülsen nach den verglasten Spaltprodukten der Abfallstrom mit der höchsten spezifischen Aktivität sind und zudem noch nennenswerte Anteile an nicht aufgelöstem Schwermetall enthalten können, war bei den Zementprodukten mit einer deutlichen Gasentwicklung zu rechnen. Unter massgeblicher Beteiligung der deutschen Kunden wurde bis ca. 1994 ein Verfahren entwickelt, dass eine Hochdruckverpressung in einer heissen Zelle unter einer

Schutzgasatmosphäre beinhaltet. Die entstehenden Presslinge sind trocken und von einer metallischen Hülle umgeben. Sie minimieren das Abfallvolumen und verringern so die notwendigen Zwischen- und Endlagerkapazitäten. Wegen der jetzt noch höheren spezifischen Aktivität sind jedoch andere Transport- und Handhabungskonzepte sowie eine Überprüfung der Kritikalitätsbetrachtungen erforderlich.

Gleichzeitig will Cogéma auch den früher separat behandelten Abfallstrom (Zone 4 Technologieabfall) derart verarbeiten. Es handelt sich hierbei um diejenigen schwach- und mittelaktiven Abfälle, die wegen einer Kontamination mit langlebigen α-Strahlern nicht für das oberflächennahe französische Endlager geeignet sind. Im Verlauf der Begutachtung wird die HSK prüfen, ob sich die Produkteigenschaften hierdurch nicht insgesamt verschlechtern. Entsprechende Vorbehalte scheint auch die französische Aufsichtsbehörde zu haben, da sie Ihre bisherigen Freigaben für die neue Behandlungsmethode auf bestimmte Rohabfälle beschränkt hat. Gegebenenfalls werden auch im HSK-Gutachten für das BfE entsprechende Auflagenvorschläge enthalten sein. Besonders aus letzterem Grund muss für die neuen Abfallprodukte eine deutlich andere Dokumentation aufgebaut werden, als für die im Vergleich dazu sehr homogenen reinen Hülsenabfälle. Wenn die Gesamtbewertung letztlich positiv ausfallen kann, wird dies auch sehr positive Auswirkungen auf die Gesamtzahl der Abfalltransporte in die Schweiz haben. Ein allfällig noch zu optimierendes Transportkonzept existiert bereits, da die Produkte identische Aussenabmessungen haben, wie die verglasten Spaltprodukte.

3. Konditionierungsbegleitende Massnahmen

Die Konditionierung von WA-Abfällen erfolgt nicht verursacherspezifisch und unter Umständen mit mehrjährigem Zeitversatz. Die jeweils benannten Abfallgebinde sind zum Benachrichtigungszeitpunkt bereits fertig hergestellt, sodass produktspezifische Inspektionen während der Konditionierung nicht sinnvoll möglich sind. Vielmehr muss sich die Behörde durchgehend davon überzeugen können, dass in den Konditionierungsanlagen durchgehend spezifikationsgerecht gearbeitet wird. Da dieses Problem für alle Kundenländer besteht, wurden stellvertretend für die vielen nationalen Sachverständigen das *bureau veritas(BV)* und *Lloyds Register(LR)* mit den ständigen Kontrollen und Auditierungen vor Ort beauftragt. Turnusmässig hat die HSK bis Ende 2004 sämtliche BV- und LR-Berichte zu allen Konditionierungsanlagen erhalten. Seit 01.Januar 2005 ist dieses Verfahren folgendermassen geändert:

- Monatsberichte und Quartalsberichte werden von den Werken nach vorgegebenen Kriterien analysiert (gefundene Abweichungen, lange Bearbeitungszeiten bei Korrekturen, u.a.m.).
- Die Prüfergebnisse werde je Bericht auf einem Ergebnisblatt dokumentiert, das der HSK übermittelt wird. Auf Nachfrage erhält die HSK auch Kopien der Einzelberichte.
- Jahresberichte der Sachverständigenorganisationen und die Jahresberichte von Cogéma und BNFL werden in Kopie der HSK übermittelt.

Dieses System gewährleistet einerseits, dass aufsichtliche Kapazitäten der HSK sinnvoll fokussiert werden, während andererseits die Werke ihrer Verantwortung als Auftraggeber der Wiederaufarbeitungsfirmen gerecht werden.

4. Aufsicht über die tatsächliche Rücklieferung

Das Stadium der routinemässigen Rücklieferung von WA-Abfällen hat bisher erst ein Abfallstrom erreicht, der hier auch als Beispiel dienen soll: verglaste Spaltproduktlösungen (HLW). Die Arbeitsplanung der Versandanlagen in Frankreich reicht immer mindestens ein Jahr voraus. Die Werke jedoch müssen noch weiter vorausschauen, da die Lieferfristen für die notwendigen Behälter sehr erheblich sind. Die Behälter werden gleichzeitig auch zur Zwischenlagerung verwendet, weshalb bereits jetzt gewisse fertigungsbegleitende Kontrollen durch Sachverständige im Auftrag der HSK erfolgen.
Steht nun die vorgesehene Behälterbeladung und der Behälter selbst fest, ergeben sich die weiteren Arbeits- und Kontrollschritte wie folgt:

1- Übergabe der Dokumentation aller Abfallgebinde der geplanten Beladung einschliesslich Reservegebinde vom Cogéma an das Werk
2- werksinterne Prüfung und Weitergabe der Dokumentation an den Zwischenlagerbetreiber
3- Weitergabe der Dokumentation an die HSK mit dem Gesuch zur Freigabe der Behälterbeladung
4- nach positivem Prüfungsabschluss Freigabe zur Behälterbeladung
5- Durchführung der Beladung in der Versandanlage der Cogéma; hierbei werden letzte noch fehlende Kenndaten der Gebinde ermittelt, bzw. verifiziert
6- Ergänzung der Gebindedokumentationen durch Cogéma und Übermittlung der aktualisierten Datensätze an das Werk
7- Weitergabe nach Prüfung an die HSK
8- HSK und allenfalls beauftragte Experten erstellen einen Inspektionsbericht über die Behälterbeladung
9- BFE erteilt die Bewilligung zur Einfuhr und zum Transport auf schweizerischem Staatsgebiet
10- Durchführung des Transportes
11- Einlagerung im Zwischenlager

Werksvertreter prüfen bei folgenden Schritten: 2, 5, 7, 10
HSK / beauftragte Experten prüfen bei den Schritten: 4, 5, 8, 10, 11

Folgende Erfahrungen wurden bei inzwischen 7 angenommenen Transport- und Lagerbehältern gemacht:

- zwischen der ersten Datenübergabe einer Beladung und der tatsächlichen Rücklieferung liegen mindestens ca. 6, eher aber 9-12 Monate
- die Inspektionsdichte und –dauer konnte reduziert werden
- konsequente Einhaltung der gemeinsam abgestimmten Zeitplanungen, daher keinerlei kurzfristige Umdispositionen
- keine Auffälligkeiten bei den Eingangsmessungen (Radiologie, Dichtheit der Behälter) im Zwischenlager
- keine Störungen der Transporte durch Demonstranten auf französischem oder schweizerischen Staatsgebiet

5. Fazit

Die etablierte Balance zwischen Eigenverantwortlichkeit des Betreibers, Kontrollen durch beauftragte Experten und durch die HSK selber gewährleistet eine angemessene,

nachvollziehbare und effektive Aufsicht über die in die Schweiz zurückzuführenden WA-Abfälle. Die Akzeptanz dieser Verfahrensweise ist letztlich auch aus dem vollständigen Fehlen von Demonstrationen während der bereits durchgeführten Rücktransporte abzuleiten. Basierend auf diesen Erfahrungen kann mit grosser Zuversicht den noch anstehenden Aufgaben (andere Abfallarten, Behältertypen, Mengendurchsätze) begegnet werden.

FREIGABE GEMÄSS § 29 StrlSchV UND HERAUSGABE NICHT RADIOAKTIVER STOFFE: AKTUELLER STAND IN ATOMRECHTLICHEN VERFAHREN BEI KKW

CLEARANCE OF RADIOACTIVE MATERIAL AND RELEASE OF NON-RADIOACTIVE MATERIAL: CURRENT SITUATION AT NPP

Jens Adler[1)], Johannes Hesse[2)], Matthias Holl[2)], Peter Jung[3)], Thomas Rojahn[4)], Wolfgang Schwarz[1)], Stefan Thierfeldt[5)]
(für den AK "Praktischer Strahlenschutz" der VGB PowerTech)

[1)] E.ON Kernkraft GmbH, Hannover
[2)] RWE Power AG, Essen,
[3)] EnBW AG, Kernkraftwerk Philippsburg
[4)] RWE NUKEM, Projekt VAK
[5)] Brenk Systemplanung GmbH

Zusammenfassung
Die Vorgehensweise zur Freigabe von kontaminierten oder aktivierten Stoffen ist in § 29 StrlSchV geregelt. In atomrechtlichen Genehmigungs- und Aufsichtsverfahren bei KKW sind seit dem Inkrafttreten der neuen Strahlenschutzverordnung viele Anträge hierzu gestellt und Bescheide erteilt worden. Die Abgrenzung des Verfahrens für die Freigabe von radioaktiven Stoffen zu Verfahren bei der Herausgabe ***nicht*** *radioaktiver Stoffe aus einem atomrechtlich genehmigten Umgang ist in der Praxis nach wie vor vielfältigen Diskussionen ausgesetzt. Die vorliegende Arbeit gibt aus der Sicht der deutschen Kernkraftwerke für Freigabe- und Herausgabe-Verfahren und deren Abgrenzung voneinander praxisgerechte Empfehlungen. Insbesondere wird ein Verfahren vorgeschlagen, wie in Fällen vorgegangen werden kann, bei denen eine Kontamination nicht "a priori" ausgeschlossen werden kann. Weiterhin wird eine aktuelle Übersicht über die wesentlichen Merkmale der tatsächlich in der letzten Zeit bei in Betrieb befindlichen und stillgelegten KKW geführten Verfahren gegeben. Im Ergebnis zeigt sich, dass die StrlSchV unterschiedliche Wege eröffnet, die grundsätzlich zum Ziel führen. Es ist jedoch noch viel Raum für Optimierungen.*

Summary
The procedure for clearance of radioactive material is regulated in Sect. 29 of the StrlSchV. The complex clearance procedure needs to be clearly distinguished from the procedure to release ***non-radioactive*** *material from the plants. From the view of the German power utilities, this paper presents recommendations which are applicable in practice and which are compatible with legal requirements. In particular, a method is introduced to deal with situations where a contamination cannot be excluded a priori. The current status concerning clearance and removal in the formal procedures of NPPs is given, including recommendations for optimisation.*

Freigabe, Herausgabe, Entlassung, Kernkraftwerke
Clearance, removal, release, NPPs

1. Einführung

Die StrlSchV von 2001 enthält im § 29 StrlSchV eine Vorschrift zur Freigabe, die es unter bestimmten, restriktiven Bedingungen gestattet, geringfügig kontaminierte oder aktivierte Stoffe als nicht radioaktive Stoffe zu behandeln.

Die praktische Umsetzung der Neuregelung zu § 29 StrlSchV selbst ist inzwischen in vielen Fällen erfolgreich durchgeführt worden. Es ergaben sich jedoch unterschiedliche Interpretationen bzgl. der Abgrenzung dieser Regelung zu verwandten Sachverhalten wie z. B. Ableitung nach § 47, Herausbringen nach § 44 Abs. 3 oder Abgabe nach § 69 StrlSchV. Für die Praxis am relevantesten erscheint die Abgrenzung des Vorgehens der Freigabe gemäß § 29 StrlSchV für kontaminierte oder aktivierte Stoffe gegenüber der Herausgabe von Anlagenteilen und Gegenständen, die weder kontaminiert noch aktiviert sind (z. B. aus dem Überwachungsbereich). Dies betrifft die Situation in Stilllegungsprojekten ebenso wie die bei Kernkraftwerken im Betrieb.

Gleichfalls festlegungsbedürftig ist die Wahl von Begriffen in diesem Zusammenhang, die in den gesetzlichen Bestimmungen nur teilweise definiert sind. Hierbei ist nicht zu umgehen, auch eine quantifizierte Abgrenzung der Begriffe "kontaminiert" und "aktiviert" zwecks Unterscheidung von nicht radioaktivem Material zu treffen, da durch dieses Merkmal das Vorgehen wesentlich bestimmt wird. Es ist insbesondere erforderlich, eine praxisgerechte Entscheidungshilfe für solche Fälle zu geben, in denen nicht "a priori" entschieden werden kann, ob die Gegenstände im Sinne des § 29 radioaktiv sind oder nicht.

Die hier gegebenen Grundlagen, die ausführlicher in [1] dargestellt sind, gelten bereits seit einiger Zeit als Ausgangspunkt der Betreiber von KKW in entsprechenden Genehmigungs- und Aufsichtsverfahren, speziell auch bei Stilllegungsprojekten. Als weitere Orientierungshilfe dient eine in dieser Arbeit zusammengestellte aktuelle Übersicht über die in den atomrechtlichen Verfahren bisher praktizierten Vorgehensweisen (siehe Kapitel 4). Daraus leiten sich Empfehlungen für zukünftige Verfahren ab.

2. Grundlegende Überlegungen

Es ist unerlässlich, zu Beginn einige Präzisierungen bezüglich der verwendeten Begriffe vorzunehmen; diese sind nur zu Teil in der StrlSchV erwähnt.

Freigabe im Sinne von § 29 StrlSchV ist gemäß § 3 Abs. 2 Nr. 15 StrlSchV ein Verwaltungsakt, der die Entlassung radioaktiver Stoffe sowie beweglicher Gegenstände, von Gebäuden, Bodenflächen, Anlagen oder Anlagenteilen, die aktiviert oder mit radioaktiven Stoffen kontaminiert sind und die aus Tätigkeiten nach § 2 Abs. 1 Nr. 1 a, c oder d StrlSchV stammen, aus dem Regelungsbereich des AtG und darauf beruhenden Rechtsverordnungen sowie verwaltungsbehördlichen Entscheidungen bewirkt. Soweit für solche Gegenstände etc. gemäß § 29 Abs.3 die Übereinstimmung mit den im Freigabebescheid festgelegten Anforderungen festgestellt ist, können diese als nichtradioaktive Stoffe verwendet, beseitigt, innegehabt oder an Dritte weitergegeben werden.

Herausgabe: Bei Stoffen oder Gegenständen, die nicht kontaminiert oder aktiviert sind, bedarf es keiner Freigabe nach § 29 StrlSchV. Der Vorgang in Eigenverantwortung des Strahlenschutzbeauftragten wird im Folgenden als Herausgabe bezeichnet.

Befreiung: Unter Befreiung wird ein Verwaltungsakt verstanden, der als Voraussetzung für die Entsorgung von atomrechtlich genehmigten Gegenständen/Stoffen (z. B. § 7 Abs. 1, § 7 Abs. 3 AtG) erforderlich ist.

Die vorstehenden Begriffe finden sich in folgender Tabelle zur Veranschaulichung wieder:

	Von einer Genehmigung erfasst	**Nicht von einer Genehmigung erfasst**
Radioaktiv (kontaminiert oder aktiviert)	Befreiung + Freigabe	Freigabe
Verdacht auf Radioaktivität (kontaminiert oder aktiviert?)	⇕ Maßnahmen zur Klärung ⇕	
Nicht radioaktiv (nicht kontaminiert und nicht aktiviert)	Befreiung + Herausgabe	Herausgabe

Abb. 1: Begriffe

Im Folgenden wird der Aspekt der "Befreiung" nicht weiter erörtert.

3. Abgrenzung zwischen Freigabe (§ 29 StrlSchV) und Herausgabe

Der Geltungsbereich des § 29 ergibt sich unmittelbar aus seinem Text: § 29 StrlSchV ist anwendbar, wenn:

1. das freizugebende Material aus einer Tätigkeit nach § 2 Abs. 1 Nr. 1 a, c oder d StrlSchV entstammt und
2. es sich um radioaktive Stoffe oder bewegliche Gegenstände, Gebäude, Bodenflächen, Anlagen oder Anlagenteile handelt, die aktiviert oder kontaminiert sind.

§ 29 StrlSchV bezieht sich damit auf alle Gegenstände, die von einem Umgang betroffen und dadurch kontaminiert oder aktiviert sind. Hieraus folgt offensichtlich, dass es auch Stoffe gibt, die weder kontaminiert noch aktiviert sind und daher nicht dem Geltungsbereich von § 29 StrlSchV unterfallen. Für alle Stoffe, die nicht kontaminiert und nicht aktiviert sind, wird im Folgenden deren Entfernung aus dem Überwachungsbereich in Abgrenzung zum Vorgang der Freigabe nach § 29 StrlSchV als **Herausgabe** bezeichnet.

In diesem Abschnitt werden die verschiedenen Vorgehensweisen betrachtet und verglichen für Stoffe oder Gegenstände,

a) welche bekanntermaßen kontaminiert und/oder aktiviert sind bzw. bei denen von Kontamination oder Aktivierung auszugehen ist,
b) bei denen ein Kontaminationsverdacht nicht auszuschließen ist,
c) die von vornherein als nicht kontaminiert und nicht aktiviert gelten.

Die Notwendigkeit einer Freigabe ist gemäß § 29 StrlSchV zunächst unabhängig von der Frage, ob der Stoff aus einem Kontrollbereich (mit umschlossenen oder offenen radioaktive Stoffen) oder aus dem Überwachungsbereich stammt. Maßgeblich ist nur, ob sie aus einer Tätigkeit nach § 2 Abs. 1 Nr. 1 a, c oder d StrlSchV stammen und kontaminiert oder aktiviert sind.

In deutschen KKW ist hinsichtlich dieser Frage allerdings ein wesentlicher Unterschied zwischen Kontrollbereichen und Überwachungsbereichen vorhanden. In den (ständigen) Kontrollbereichen der eigentlichen Reaktoranlage wird mit offenen radioaktiven Stoffen in erheblichem Umfang umgegangen. Hier kann i. d. R. unterstellt werden, dass alle darin befindlichen Gegenstände kontaminiert oder aktiviert sein können. Ausnahmen können einzelne Räume und ihr Inventar sein, bei denen bekannt ist, dass sie niemals mit offener Radioaktivität in Berührung gekommen sind. Der gesamte Überwachungsbereich deutscher KKW wird bzgl. Kontamination grundsätzlich so behandelt, als befände er sich im allgemeinen Staatsgebiet. Von den für Überwachungsbereiche gemäß StrlSchV zulässigen höheren Kontaminationswerten wird allenfalls bei wenigen begrenzten Maßnahmen Kredit genommen, die bekannte und wohl-dokumentierte Ausnahmen darstellen. Im Übrigen belegen die dokumentierten Überwachungsergebnisse die Unterschreitung der für das Staatsgebiet gültigen Werte. Die Verhältnisse in Kontrollbereichen, in denen Radioaktivität in verschlossenen Behältnissen gehandhabt wird (z. B Läger), kommen denen des Überwachungsbereichs gleich.

Grundsätzlich kann also davon ausgegangen werden, dass bei Entsorgungsvorgängen aus Kontrollbereichen mit offenen radioaktiven Stoffen die Freigabe zum Tragen kommt (Verfahren a), während der gesamte Überwachungsbereich und alle sich darin befindlichen Gegenstände frei von Kontamination sind und somit der "Herausgabe" zugeordnet werden können (Verfahren c). Ausnahmen vom Letzteren sind Anlagenteile im Überwachungsbereich, bei denen aufgrund ihrer Verbindung mit aktivitätsführenden Anlagenteilen und der Betriebshistorie der Verdacht nicht auszuschließen ist, dass sie kontaminiert sein könnten (Verfahren b). Die genannten 3 Vorgehensweisen sind im Folgenden konkreter ausgeführt.
(Siehe auch Darstellung in Abb. 1 und ausführlichere Darstellung in [1].)

3.1 Zu a) Freigabe

Für bekanntermaßen kontaminierte und ggf. aktivierte Stoffe bzw. für solche, bei denen von Kontamination oder Aktivierung auszugehen ist, wird das Freigabeverfahren gemäß § 29 StrlSchV im vollen Umfang angewendet. Hierzu gehört auch die Dokumentation und Buchführung gemäß § 70 Abs. 2 und 3 StrlSchV.

Die Grundlage für das Außerachtlassen der Aktivität der Stoffe, d.h. der Klassifizierung als nicht-radioaktive Stoffe wird durch § 2 Abs. 2 Nr. 2 AtG in Verbindung mit den Grenzwerten und Anforderungen des § 29 StrlSchV gebildet. Die Prozedur "Entlassung" aus dem Geltungsbereich des Atomgesetzes erfolgt gemäß § 29 StrlSchV. Der dazugehörige Freigabebe-

scheid kann als Bestandteil einer Genehmigung oder auch durch einen gesonderten Verwaltungsakt erfolgen, z.B. durch behördliche Zustimmung zu Betriebsordnungen des Betriebshandbuchs oder durch einen Freigabebescheid im Aufsichtsverfahren. Der Freigabebescheid kann sich auf bestimmte Materialmengen beziehen oder auf eine mengen- und zeitunabhängige Festlegung eines Freigabeverfahrens für die Freigabeoptionen der StrlSchV. Die Konstruktion in der StrlSchV legt das Letztere nahe. Im Wege des Freigabeablaufs stellt dabei der Strahlenschutzbeauftragte die Übereinstimmung mit dem Freigabebescheid fest, was ohne weiteren behördlichen Akt bewirkt, dass die Stoffe fortan nicht mehr als radioaktiv gelten.

3.2 Zu b) Stoffe oder Gegenstände mit Kontaminationsverdacht

Für Stoffe, die aufgrund ihrer Betriebshistorie vermutlich frei von Kontamination und Aktivierung sind, bei denen jedoch der Kontaminationsverdacht nicht völlig auszuschließen ist, bietet sich die im Folgenden beschriebene Vorgehensweise an, um zu entscheiden, ob die Stoffe kontaminiert sind oder nicht.

Im Vorfeld wird geklärt, welche Anlagenbereiche für die Verdachtsklasse b) in Frage kommen. Dann werden zunächst die Punkte in einem System, Gebäude bzw. Gebäudebereich, Anlagengelände usw. identifiziert, an welchen die Kontaminationswahrscheinlichkeit am größten ist (Kumulationspunkte). An ausgewählten Kumulationspunkten erfolgt eine Aktivitätsbestimmung, z.B. durch Beprobung und gammaspektrometrische Auswertung. Das Messergebnis (gemessene Aktivität oder Nachweisgrenze) wird in geeigneter Weise auf die Masse bzw. Fläche des Ursprungsmaterials bezogen, für welche die Proben repräsentativ sind, nicht allein auf die Probenmasse oder -fläche. Diese Messergebnisse (massen- oder flächenbezogene Aktivitäten) der Schlüsselnuklide werden ggf. unter Anwendung der Summenformel mit 1/10 (10 %) der Freigabewerte gemäß Anl. III Tab. 1 Sp. 5, 6, 7 bzw. 8 StrlSchV (uneingeschränkte Freigabe) verglichen, je nachdem, ob es sich um Metalle oder sonstige Stoffe, große Mengen an Bauschutt, Gebäude oder Anlagenflächen handelt.

Stellt sich heraus, dass die Aktivität an den Kumulationspunkten die entsprechenden Werte (10 % der Freigabewerte) unterschreitet, so gelten die Stoffe, Gebäude oder Anlagenflächen als nicht kontaminiert und werden im Weiteren der Vorgehensweise c) zugeordnet Es ist keine Messung erforderlich, welche niedrigere Nachweisgrenzen als 10 % der Freigabewerte liefert; logischerweise sind Messergebnisse unterhalb dieses Kriteriums irrelevant.

Sollten Messwerte oberhalb des 10-%-Kriteriums liegen, so bedeutet dies, dass weitergehende Überlegungen und Messungen erforderlich sind, um festzulegen, welche Teile des Systems, Gebäudes, etc. als kontaminiert oder kontaminationsfrei anzusehen sind. Solche Teile, die Messwerte oberhalb des gewählten Kriteriums zeigen, sind dem Freigabeverfahren nach § 29 StrlSchV zu unterziehen.

Das hier dargestellte Verfahren ist als ein mögliches Verfahren anzusehen, neben dem andere Vorgehensweisen denkbar sind. Beispielsweise ist die Verwendung anderer Prozentsätze möglich, wenn dies im Einzelfall (z. B. aufgrund Messtechnik, erreichbarer Nachweisgrenzen usw.) sinnvoll ist.

3.3 Zu c) Herausgabe

Zu kerntechnischen Anlagen gehören weit überwiegend auch solche Stoffe, die aufgrund verfahrenstechnischer Zusammenhänge und der Betriebshistorie als kontaminations- und aktivierungsfrei zu betrachten sind. Somit ist § 29 StrlSchV hierfür nicht anzuwenden.

Für diese Stoffe und Gegenstände kann der Strahlenschutzbeauftragte der Anlage die Feststellung treffen, dass sie aufgrund ihrer Kontaminations- und Aktivierungsfreiheit ohne Einschränkungen verwendet, verwertet, beseitigt, innegehabt oder an Dritte weitergegeben werden können. Als Grundlage für diese Feststellung kann er i.d.R. auf interne Überwachungsmaßnahmen zurückgreifen. Beispiele für derartige nicht kontaminierte und nicht aktivierte Stoffe oder Gegenstände aus einem Kernkraftwerk sind große Teile des DWR-Maschinenhauses, der Anlagenzaun, das Verwaltungsgebäude und vieles mehr.

4. Aktueller Stand in der derzeitigen Praxis

Im Aufsichtsverfahren der betriebenen Anlagen und im Genehmigungs- und Aufsichtsverfahren für stillgelegte Anlagen hat sich zur Freigabe und zur Herausgabe ein Stand herausgebildet, der im Folgenden wiedergegeben wird. Hierzu wurde in den deutschen KKW eine Umfrage über die aktuelle Situation durchgeführt. Im Ganzen ist die in Kapitel 3 dargelegte theoretische Konzeption gut wiederzuerkennen, es gibt jedoch auch signifikante Abweichungen. Die wesentlichen Beobachtungen und der resultierende Optimierungsbedarf sind nachstehend aufgeführt.

4.1 Freigabe

Die meisten Aspekte der Freigaberegelung gemäß § 29 StrlSchV sind unabhängig davon, ob sich die Anlage in Betrieb oder in der Stilllegung befindet. Bestimmte Aspekten der Freigaberegelung hingegen werden im Bereich der Stilllegung signifikant anders gehandhabt.

Bei allen Anlagen werden folgende Aspekte ähnlich gehandhabt:

- Es werden vorwiegend Freigabebescheide nach § 29 StrlSchV angewandt. Soweit dies noch nicht erfolgt ist, sind/werden diese Bescheide gegenwärtig beantragt.
- Es werden entweder einzelne Freigabeoptionen nach Bedarf oder alle Freigabeoptionen (StrlSchV Anlage III Tab.1 Spalte 5 – 10a) gleichzeitig beantragt.
- Vorwiegend werden Freigabeablaufpläne verwendet, selten werden Einzelfreigaben ohne Freigabeablaufplan beantragt.
- Die Dauer der Freigabe von der Beantragung bis zur Abgabe variiert zwischen wenigen Tagen (mit begleitenden Kontrollen) und bis zu drei Monaten nach Chargenanmeldung.
- Eine Erhöhung der in StrlSchV Anlage IV aufgeführten Mittelungsflächen kann dann angewendet werden, wenn der Nachweis der homogenen Aktivitätsverteilung bzw. des Ausschlusses von Hot Spots gewährleistet wird, z. B. durch Einsatz einer Freimessanlage oder durch die Durchführung von Vormessungen.
- Die Entsorgung von eingeschränkt freigegebenem Material erfolgt vorwiegend über die Deponie. Die Rezyklierung von Stahl sowie die Verbrennung von brennbaren Materialien wird bisher kaum in Anspruch genommen.

Im Bereich Stilllegung/Rückbau werden folgende Aspekte signifikant anders gehandhabt:

- Der Freigabebescheid kann Bestandteil der Stilllegungsgenehmigung sein und beinhaltet oftmals die Ausschöpfung sämtlicher Freigabeoptionen des § 29 StrlSchV.
- Die Feststellung der Überstimmung der im Bescheid festgelegten Anforderungen nach §29 StrlSchV Abs. 3 wird etwa so häufig durch den SSB wie durch die Behörde getroffen. Bei den in Betrieb befindlichen Anlagen erfolgt dies vor allem durch den SSB.
- Die Einzelfallbetrachtung zum Nachweis, dass Einzelpersonen der Bevölkerung nur eine Dosis von maximal 10 Mikrosievert pro Kalenderjahr erhalten, wird insbesondere für Bodensanierungsmaßnahmen und für die Nichtanwendung von Oberflächenfreigabewerten bei der Freigabe von Deponiematerial unter Berücksichtigung von Masse, Nuklidvektor, Handhabungsschritten und Wiederverwendungsausschluss angewandt.

4.2 Herausgabe

Die Herausgabe nichtradioaktiver Stoffe wird in allen Anlagen seit jeher praktiziert. Obwohl sich z.B. Bürogebäude, Kantine etc. im Überwachungsbereich befinden, wird aufgrund der getroffenen Maßnahmen gegen eine Kontaminationsverschleppung „a priori“ davon ausgegangen, dass Gegenstände und Materialien aus diesen Bereichen nicht radioaktiv sind. Erst durch die zu begrüßende Neuaufnahme von Regelungen zur Freigabe geringfügig radioaktiver Materialien im §29 StrlSchV wurde es erforderlich, eine sachgerechte Abgrenzung vorzunehmen, um das Freigabeverfahren für radioaktive Stoffe nicht mit einer großen Masse von Material zu belasten, welches frei von Aktivität oder völlig irrelevant kontaminiert ist.

Bei allen Anlagen findet sich die Unterscheidung zwischen Materialien aus dem Kontrollbereich und dem Überwachungsbereich. Materialien aus dem Kontrollbereich von Kernkraftwerken werden stets als (potentiell) kontaminiert betrachtet und daher nicht der Herausgabe zugeordnet. Die Herausgabe wird derzeit grundsätzlich nur für Materialien aus den Überwachungsbereichen angewendet, anders als bei Lägern (z.B. Gorleben), bei denen grundsätzlich auch Herausgaben von Materialien aus dem Kontrollbereich vorgesehen sind.

Bei in Betrieb befindlichen Anlagen ist die „a priori“ Feststellung der Kontaminationsfreiheit, gestützt auf die vorhandenen Maßnahmen und Messungen zur Vermeidung einer Kontaminationsverschleppung, derzeit weitestgehend für alle Materialien aus dem Überwachungsbereich gegeben. Die Behörden/Gutachterbeteiligung bei der Herausgabe solcher Materialien beschränkt sich weitgehend auf die routinemäßige Aufsicht ohne Festlegung besonderer Informationen oder Zustimmungsvorbehalte.

Bei Anlagen im Stilllegungsbetrieb/Rückbau hat die Frage einer sachgerechten Unterscheidung weit höhere Relevanz. Offensichtlich setzt sich inzwischen die Auffassung durch, dass auch für Materialien/Anlagenteile aus dem Rückbau nicht in jedem Fall eine Freigabe nach §29 erforderlich ist. Die Abgrenzung einerseits zwischen Anlagenteilen, bei denen auf Grund der Betriebshistorie eine Kontamination „a priori“ ausgeschieden werden kann, so dass Messungen allenfalls dazu dienen, die a priori-Annahme zu bestätigen, sowie andererseits Anlagenteilen, bei denen Messungen zum Nachweis der Kontaminationsfreiheit durchgeführt werden, oder als Bestandteil eines vereinfachten Freigabeverfahrens auf Grundlage von § 29, ist derzeit fließend. Auch Umfang und Art der Behörden/Gutachterbeteiligung beim Herausga-

beprozedere variieren stark und reichen von einer Prüfung/Begutachtung entsprechender Arbeitsanweisungen bis hin zu geforderten Anzeigen und Zustimmungen in jedem Einzelfall.
Als Kriterium bei Beweissicherungsmessungen und ebenso bei Messungen zum Nachweis der Kontaminationsfreiheit (außerhalb § 29) wird in der Regel ein Wert von 10% der Freigabewerte der uneingeschränkten Freigabe als „erforderliche Nachweisgrenze“ herangezogen. Umstritten ist die Bedeutung von Meßergebnissen, die unterhalb dieser erforderlichen Nachweisgrenze liegen.

5. Schlussbemerkung

Aufgrund der in diesem Positionspapier dargelegten Sachverhalte ist der VGB AK Praktischer Strahlenschutz der Überzeugung, dass das gegenwärtige System, welches auf dem Nebeneinander von

- Freigabe von radioaktiven Stoffen oder Gegenständen nach § 29 StrlSchV durch behördlichen Verwaltungsakt, und
- Herausgabe nicht kontaminierter und nicht aktivierter Stoffe oder Gegenstände in der Verantwortung des Betreibers und des Strahlenschutzbeauftragten

beruht, beibehalten werden sollte. Optimierungsbedarf hinsichtlich einer rechtssicheren und gleichzeitig rationellen Vorgehensweise ergibt sich im Wesentlichen bei folgenden Aspekten:

Bei der Freigabe:
- Vereinheitlichung der Vorgehensweise im Freigabeverfahren bei der Nutzung von Freigabeablaufplänen mit einem haltepunktfreien Ablauf auch hinsichtlich der aufsichtlichen Begleitung, zwecks angemessener Begrenzung von Freigabeaufwand und –dauer.
- Stärkere Bereitschaft zur Nutzung der 10µSv/a-Einzelfallbetrachtung mit dem Ziel der Anwendung „realititätsnaher“ Expositionszenarien.
- Feststellung der Übereinstimmung gem. § 29 Abs.3 durch den Strahlenschutzbeauftragten, zwecks klarer Verantwortungsabgrenzung zur Behörde, die den Freigabebescheid erteilt hat.

Bei der Herausgabe:
- Anwendung der a priori-Nichtkontaminationsfeststellung für radioaktivitätsfreie Gegenstände und Anlagenteile in Überwachungsbereichen und in Kontrollbereichen mit verschlossenen radioaktiven Stoffen.
- Verstärkte Anwendung des in Kapitel 3.2 dargestellte Verfahren zur Klärung eines Kontaminationsverdachts. Positive Messergebnisse, die unterhalb der erforderlichen Nachweisgrenze (z.B. 10% der Freigabewerte) liegen, sollten dabei gleichwertig zum Ergebnis „kleiner als Nachweisgrenze“ beurteilt werden.

Hierzu bedarf es keiner Änderung der Strahlenschutzverordnung oder weiteren Regelwerks, sondern der praxisgerechten Umsetzung in Genehmigungs- und -Aufsichtsverfahren.

[1] Autorengruppe des VGB AK Praktischer Strahlenschutz:
Freigabe gemäß § 29 StrlSchV, Herausbringen gemäß § 44 Abs. 3 StrlSchV und Herausgabe nicht radioaktiver Stoffe, Strahlenschutzpraxis, Heft 3 (2004), S. 37 ff.

Entwicklungsstand im Entsorgungsbereich

Thema D

ENTWICKLUNGSSTAND IM ENTSORGUNGSBEREICH

AN OVERVIEW ON THE STATUS OF WASTE MANAGEMENT

P. Zuidema, A. Claudel

Nagra, Wettingen, Schweiz

Zusammenfassung — *Auf dem Gebiet der Entsorgung – bestehend aus der Konditionierung von radioaktiven Abfällen, ihrer Charakterisierung und Dokumentation, der Zwischenlagerung und der Endlagerung – wird in vielen Ländern intensiv gearbeitet. Mit Ausnahme der Endlagerung hochaktiver Abfälle werden weltweit die verschiedenen Aktivitäten routinemässig abgewickelt, und es besteht eine grosse Erfahrung. Trotzdem findet eine kontinuierliche Weiterentwicklung zur Optimierung statt. Auch auf dem Gebiet der Endlagerung hochaktiver Abfälle wurden grosse Fortschritte gemacht. In einigen Ländern ist auch die Endlagerung der schwach- und mittelaktiven Abfälle noch zu realisieren. Generell zeigt sich, dass die gesellschaftlichen Aspekte bei der Entsorgung an Bedeutung gewinnen – ohne die nötige gesellschaftliche Unterstützung und den entsprechenden politischen Willen ist die Entsorgung nur sehr schwierig oder überhaupt nicht zu implementieren.*

Summary — *In the area of waste management – consisting of conditioning and characterisation of radioactive wastes, interim storage and disposal – much work is going on in many countries. With the exception of disposal of high-level waste, worldwide much experience is available in all other areas. Much progress has also been made in the area of disposal of high-level wastes. In some countries also the disposal of low and intermediate waste still needs to be implemented. It is generally observed that that there is a strong need for societal and political support to successfully implement the different steps of waste management.*

Schlüsselwörter — *Entsorgung radioaktiver Abfälle, Endlagerung, Stilllegung von Kernanlagen, Überblick*

Keyword — *Management of Radioactive Wastes, Disposal, Decommissioning, Overview*

1. Einleitung

In diesem Beitrag werden die folgenden Schritte der Entsorgung zugerechnet: Behandlung/Konditionierung und Charakterisierung der Abfälle, Zwischenlagerung, Transport und die Endlagerung. Partitioning & Transmutation wird nicht als Entsorgung betrachtet, aber wegen ihrer Bedeutung für die Entsorgung trotzdem kurz erwähnt.

Auch wenn das Papier versucht, einen breiten Überblick zur Entsorgung zu geben, hat es nicht das Ziel, eine umfassende Abhandlung zur Entsorgung zu geben. In diesem Sinne sind auch die erwähnten Beispiele und die Literaturzitate nicht vollständig.

2. Allgemeines zu Entsorgungsstrategien

Die sichere Entsorgung radioaktiver Abfälle ist eine Aufgabe, die in zahlreichen Ländern schon seit vielen Jahren mit grossem Aufwand bearbeitet wird. Diese Aufgabe ist vor allem für Länder mit einem Kernenergieprogramm von grosser Bedeutung, aber auch Länder ohne Kernenergie müssen sie lösen, weil auch bei der Anwendung von radioaktiven Stoffen in Medizin, Industrie und Forschung Abfälle anfallen. Die Schritte Behandlung/Konditionierung, Zwischenlagerung und Transport werden seit vielen Jahren routinemässig durchgeführt. Auch die Endlagerung der schwach- und mittelaktiven Abfälle ist in vielen Ländern etabliert; die Endlagerung der langlebigen mittelaktiven Abfälle und hochaktiven Abfälle ist – mit Ausnahme eines Endlagers für langlebige mittelaktive Abfälle in den USA (WIPP in Carlsbad, New Mexico) – noch in Vorbereitung und ihre Implementierung ist eine der wichtigen anstehenden Aufgaben.

Die Ausgestaltung des Entsorgungspfades, inkl. Zeitplan der Umsetzung, d.h. die Entsorgungsstrategie, hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab. Diese umfassen: Zukunft der Kernenergie im entsprechenden Land, Vorstellungen von Politik und Gesellschaft, inkl. Umgang mit ethischen Wertvorstellungen (Nachhaltigkeit, Verantwortung gegenüber kommenden Generationen, etc.), die länder-spezifischen technischen und ökonomischen Rahmenbedingungen; etc. Die Entscheidungsfindung und die Umsetzung sind in den verschiedenen Ländern unterschiedlich weit fortgeschritten, aber die meisten Länder haben ihre Entsorgungsstrategie zumindest in den groben Zügen definiert. In einigen Ländern ist auch die Umsetzung schon weit fortgeschritten und das weitere Vorgehen detailliert geplant (z.B. Finnland, Schweden). Andere Länder sind zurzeit daran, die langfristigen Entsorgungsstrategien (neu) zu entwickeln und zu diskutieren, z.B. Grossbritannien [6] oder Kanada [49]. Eine Diskussion der verschiedenen Entsorgungsstrategien findet man im Bericht zum EU-Projekt COMPAS (Comparison of alternative waste management strategies for long-lived radioactive waste) [14]. Unabhängig von der gewählten Entsorgungsstrategie besteht aber Einigkeit, dass der Sicherheit eine hohe Priorität zukommt.

Ein wichtiger Faktor für die Planung der Entsorgungsprogramme ist die gewählte Strategie zum Brennstoffkreislauf: Sind abgebrannte Brennelemente Abfall oder eine Ressource? Werden die abgebrannten Brennelemente als Ressource betrachtet, stellt sich die Frage, ob die heute vorhandene Technologie der Wiederaufarbeitung verwendet werden soll z.B. mit anschliessender Rezyklierung des wiedergewonnenen Pu/U in Leichtwasserreaktoren oder ob die Brennelemente als mögliche Ressource für zukünftige neue Energiesysteme aufbewahrt werden sollen [37]. Ein weltweiter Vergleich zeigt, dass hier Unterschiede bestehen: In einigen Ländern wurden die abgebrannten Brennelemente schon relativ früh in den Programmen als Abfall betrachtet (z.B. Schweden und Finnland), in anderen Ländern (z.B. Deutschland, Frankreich, Grossbritannien, Japan, Schweiz) wurde ursprünglich von der Wiederaufarbeitung aller abgebrannten Brennelemente ausgegangen, in einigen Ländern wurde jedoch dieser Pfad im Laufe der Zeit ergänzt mit der Möglichkeit der direkten Endlagerung (z.B. Deutschland und die Schweiz). In Ländern wie z.B. Japan und Frankreich wird Plutonium auch immer noch für den Einsatz in schnellen Brutreaktoren zurückgewonnen. In Frankreich wird zusätzlich die Option untersucht, die abgebrannten Brennelemente als Ressource für längere Zeit zwischenzulagern in Hinblick auf ihre mögliche Verwendung in zukünftigen Energiesystemen, wie z.B. Accelerator Driven Systems. Befürworter von Accelerator Driven Systems betonen auch die Verringerung der Radiotoxizität der Abfälle durch Verwendung dieser Systeme, wobei auch diese Systeme die Endlagerung nicht ersetzen können [37].

In den meisten Ländern ist die Endlagerung der angestrebte Endpunkt der Entsorgung. In einigen Ländern (z.B. Grossbritannien und Kanada) ist jedoch der Entscheid bezüglich des zu wählenden Entsorgungspfades noch nicht gefällt worden und in anderen Ländern (z.B. Niederlande) wird eine lange Phase der Zwischenlagerung eingeschaltet, bevor über die weiteren Schritte der Entsorgung entschieden werden soll. Zur Zeit gibt es jedoch keine Alternative zur Endlagerung, falls ein für die erforderlichen Zeiten passiv sicheres System errichtet werden soll. Die effektive Realisierung von Endlagern geht trotz dieser Erkenntnis in vielen Ländern nur sehr schleppend voran. Dies liegt an der vielmals mangelnden Akzeptanz von Endlagerprojekten, die in verschiedenen Ländern zu Verzögerungen und Rückschlägen geführt hat. Der Einbezug der Öffentlichkeit ist sehr wichtig und auch dem Entscheidungsfindungsprozess bei Festlegung und Umsetzung der Entsorgungsstrategie kommt eine grosse Bedeutung zu [38], [39], [40].

Die Entsorgung ist geprägt durch eine starke internationale Vernetzung. Dies betrifft einerseits die Harmonisierung der Vorgaben für die Umsetzung mit Beiträgen der IAEA [20], [21], [22], [23], [24], der Europäischen Kommission [7], [8], [9], [11], [15], der United Nations Economic Commission for Europe [55], [56], der Rio Convention [53] sowie die Information bei der Umsetzung (z.B. die sog. „Waste Convention“, [25]). Aber auch die technisch-wissenschaftlichen Arbeiten profitieren von der internationalen Zusammenarbeit (Felslabors, internationale Projekte (EU Rahmenprogramme (z.B. [13]), internationale Arbeitsgruppen (z.B. Radioactive Waste Management Committee RWMC der Nuclear Energy Agency [42], etc.).

3. Die radioaktiven Stoffe und Abfälle

Radioaktive Stoffe werden zu Abfällen, wenn sie nicht weiter verwendet werden sollen/können und deshalb zu entsorgen sind. Radioaktive Abfälle/Stoffe fallen an bei der Verwendung der Kernenergie, bei der Verwendung von radioaktiven Stoffen in Medizin, Industrie und Forschung. Weiter gibt es auch radioaktive Stoffe natürlichen Ursprungs (sogenannte NORM), welche geregelt behandelt bzw. entsorgt werden müssen [26]. Bei diesen Stoffen kann die Radioaktivität (bzw. ihre Konzentration) durch den Verarbeitungsprozess erhöht und damit die Bedeutung einer geregelten Entsorgung noch wichtiger werden.

Alle heute anfallenden Abfälle müssen gesammelt, behandelt bzw. konditioniert werden (d.h. in eine für die Folgeschritte geeignete Form gebracht werden). Die Abfälle müssen charakterisiert werden bzgl. ihrer für die Folgeschritte relevanten Eigenschaften. Schliesslich sind alle Abfälle zu erfassen und die entsprechende Information den verschiedenen Stellen zugänglich zu machen. Die Abfallbehandlung/Konditionierung hängt vom zu verfolgenden Entsorgungspfad ab. Dieser wiederum hängt neben der verfolgten Entsorgungsstrategie vor allem von den Eigenschaften der Abfälle ab. Dies kann beinhalten: Freimessung und Entsorgung als konventioneller Abfall; Rezyklierung der radioaktiven Stoffe; Behandlung/ Konditionierung mit nachfolgender Endlagerung, welcher je nach Art des Abfalls und der Existenz der notwendigen Endlager noch eine Periode der Zwischenlagerung vorgeschaltet ist.

Die (Vor)Behandlung der Abfälle kann verschiedene Ziele haben: (a) die Volumenverminderung (z.B. Verpressung); (b) die Abtrennung von Radionukliden (z.B. Dekontamination); (c) eine Änderung der Zusammensetzung oder der Materialeigenschaften

der Abfälle (z.B. durch Verbrennung/Veraschung/Schmelzen). In der Regel werden die entstehenden (Zwischen-) Produkte weiter behandelt (Verfestigung, Verpackung). Auch wenn die Behandlung/Konditionierung schon seit Jahren eine Routine-Aufgabe darstellt, gibt es immer wieder Entwicklungen, die für gewisse Abfälle eine Optimierung erlauben. Hier wäre z.B. der Plasmaofen im schweizerischen ZWILAG zu erwähnen. Mit dieser weltweit ersten Anlage werden leicht radioaktive Abfälle mit einem Hochleistungs-Plasmabrenner bei einigen tausend Grad Celsius thermisch zersetzt oder aufgeschmolzen. Mit diesem Verfahren wird ein chemisch resistenter, schwer auslaugbarer Abfallkörper hergestellt, der für die spätere Lagerung in geologischen Formationen über gute Eigenschaften verfügt. Darüber hinaus wird auch das Volumen verringert. Der Mitte Februar begonnene Probebetrieb ist erfolgreich abgeschlossen worden [46].

Die Charakterisierung der Abfälle erfolgt durch Messungen und/oder Berechnungen. Die charakterisierten Abfälle werden inventarisiert. Die Charakterisierung umfasst die Rohabfälle (insbesondere Radionuklid- und Materialinventar) aber auch die bei der Behandlung veränderten bzw. zugefügten Stoffe sowie die Verpackung.

Damit die Konditionierung in einer für die Folgeschritte geeigneten Art durchgeführt wird, und zur Sicherstellung, dass die Charakterisierung und Dokumentation der Abfälle die notwendigen Eigenschaften abdeckt, sind (provisorische) Annahmebedingungen für die weiteren Entsorgungsschritte sehr wichtig. Neben den Transportvorschriften sind dies Anlage-spezifische Vorgaben für die Zwischenlagerung und Endlagerung. Je nach Fortschritt bei der Implementierung von Zwischen- und Endlagern haben die Annahmebedingungen einen mehr oder weniger generischen Charakter (vgl. [60]).

Wegen des grossen Interesses der Öffentlichkeit am Umgang mit radioaktiven Stoffen ist die öffentlich zugängliche Berichterstattung zu den Abfällen von grosser Bedeutung. Damit die Angaben in den verschiedenen Ländern vergleichbar sind, ist es seit langer Zeit ein Anliegen, die Klassifikation der Abfälle zu vereinheitlichen, vgl. dazu die Klassifizierungsvorschläge der IAEA [22] oder der Europäischen Kommission [9]. Diese Vereinheitlichung ist bis heute nur teilweise erfolgreich; heute sind die in den verschiedenen Ländern verwendeten Klassifizierungen noch immer sehr unterschiedlich (vgl. [14]).

4. Stilllegung und Rückbau von Kernanlagen

Nach Ende der Betriebszeit werden Kernanlagen stillgelegt und der Rückbau ist in Angriff zu nehmen. Stilllegung und Rückbau sind schon heute aktuell und betreffen verschiedene Arten von Installationen, nämlich Forschungsanlagen (Grundlagenforschung, Forschungsreaktoren, Forschungsanlagen zum Brennstoffkreislauf, etc.), Anlagen aus dem Brennstoffkreislauf (Uranbergwerke, Brennelementherstellung, etc.), Kernkraftwerke, etc. Eine grössere Zahl von Anlagen wurde bereits vollständig rückgebaut bis zur „grünen Wiese“ (siehe Beispiele in [41]). Für die Stilllegung und den Rückbau der verschiedenen Arten von Anlagen besteht weltweit eine grosse Erfahrung. Laufend wird aber an der Weiterentwicklung zur Optimierung gearbeitet und dies wird auch in Zukunft wichtig bleiben. Neben den rein technisch-operationellen Arbeiten wird zur Zeit auch auf dem Gebiet der Gesetzgebung gearbeitet (Freimessen von Materialien, etc.), aber auch die Frage der Rezyklierung bleibt wichtig. Schliesslich gewinnen bei den spezifischen Stilllegungsvorhaben auch die sozio-ökonomischen Aspekte vermehrt an Bedeutung, denn die Stilllegung einer Anlage kann bedeutende Einflüsse auf die sozio-ökonomische Entwicklung der betroffenen Region haben (inkl. Frage der zukünftigen Nutzung eines Standortes, etc.).

5. Zwischenlagerung

Mehr als 50 Länder weltweit verfügen über Zwischenlager für hochaktive Abfälle und abgebrannte Brennelemente, für schwach- und mittelaktive Abfälle (z.B. aus Medizin, Industrie und Forschung) sind es noch mehr; die Technologie der Zwischenlagerung ist entwickelt und wird routinemässig eingesetzt.

Es ist allgemein anerkannt, dass die Zwischenlagerung nur eine temporäre Massnahme sein kann. Es gibt aber eine klare Tendenz zu längeren Zeiten der Zwischenlagerung. Dies teilweise wegen Verzögerungen beim Bau der Endlager aber auch wegen der notwendigen längeren Abkühlzeit der Abfälle für die Endlagerung wegen der höheren anfänglichen Wärmeleistung als Folge höherer Abbrände. In einigen Ländern, wo die Endlagerung noch nicht aktiv angegangen wird, spricht man sogar von „indefinite storage“ (Anlagen, die weder verfüllt noch versiegelt werden und optimale Rückholbarkeit bieten). Gewisse Länder prüfen längere (bis zu 300 Jahren) Lagerungsperioden, wie z.B. Frankreich (vgl. [29]). Im Bericht von Bataille & Birraux 2005 [3] wird aber klar darauf hingewiesen, dass die langfristige Zwischenlagerung kein Ersatz für die Endlagerung sei, sondern beide komplementär sind. Weiter werden auch Konzepte vorgeschlagen, bei denen am gleichen Standort ein unterirdisches Zwischenlager mit anschliessender (in anderen Lagerbauten) Endlagerung vorgesehen ist [49]. Es werden auch Konzepte mit fliessendem Übergang von Zwischenlagerung zur Endlagerung betrachtet, wo die untertägigen Lagerkammern des Endlagers für längere Zeiten offen gehalten werden, vgl. z.B. die Vorschläge in Grossbritannien [6] und die Diskussion in [43]. In den Niederlanden ist eine lange Phase der Zwischenlagerung vorgesehen (100 Jahre und mehr), und eine entsprechende Anlage wurde gebaut, die seit 2003 in Betrieb ist [5].

Im Zusammenhang mit der langen Zwischenlagerung wurden Vergleiche von Zwischenlagerung mit Endlagerung durchgeführt, die folgendes zeigen: Langfristig hat die Endlagerung für fast alle Aspekte Vorteile gegenüber der Zwischenlagerung. In den ersten 100 Jahren sind diese Vorteile aber weniger deutlich und je nach Bewertung kann die Zwischenlagerung sogar etwas günstiger sein (vgl. z.B. [18]). Zu ähnlichen Schlüssen kommt auch die NWMO in Kanada [48].

6. Endlagerung als geeigneter und anerkannter Endpunkt der Entsorgung

Die Endlagerung wurde schon früh in der Geschichte der kommerziellen Kernenergienutzung als geeignete Strategie für die Entsorgung der anfallenden langlebigen Abfälle identifiziert (siehe z.B. Bericht der National Academy of Science der USA aus dem Jahr 1957 [33]. Es wurden aber auch schon früh verschiedene alternative Varianten untersucht (siehe z.B. [4]). Seither sind über die Jahre von verschiedenen Ländern immer wieder die möglichen Alternativen überprüft worden. In allen diesen Untersuchungen wurde die Endlagerung als die geeignete Variante bestätigt. Dabei kamen folgende Kriterien zur Anwendung: technische Machbarkeit, Sicherheit, Umweltverträglichkeit, Forschungs- und Entwicklungsbedarf (inkl. Zeitbedarf), Kosten, Kompatibilität mit Gesetz und internationalen Vereinbarungen sowie gesellschaftliche Akzeptanz.

Die Frage, ob die Endlagerung das richtige Ziel sei, ist in verschiedenen Ländern trotz der oben erwähnten Grundlageuntersuchungen in letzter Zeit wieder diskutiert worden oder ist noch in Diskussion. In diese Diskussion und den dazu gehörenden Studien werden neben den

rein technischen Gesichtspunkten vermehrt auch gesellschaftliche Aspekte einbezogen. Die Diskussionen weisen teilweise auf ein fehlendes Vertrauen der Öffentlichkeit in die Endlagerung. Auch die Studie der schweizerischen Expertengruppe Entsorgungskonzepte für radioaktive Abfälle, EKRA, kam zum Schluss, dass die geologische Endlagerung die einzige Methode ist, welche die geforderte passive Sicherheit für die erforderlichen Zeiträume bieten kann; sie hat jedoch zur Berücksichtigung der gesellschaftlichen Wünsche den Einbezug der Reversibilität in die Endlagerkonzepte vorgeschlagen und damit dem Konzept der vereinfachten Rückholbarkeit der Abfälle und der Endlagerüberwachung vermehrtes Gewicht gegeben [16]. Ein ähnlicher Ansatz wird in Frankreich verfolgt, wo die „Loi Bataille“ aus dem Jahr 1991 für die Endlagerung die Reversibilität vorschreibt [28]. Ein ähnliches Bild zeigt sich auch in vielen anderen Ländern, wo der gesellschaftliche Wunsch nach Reversibilität dazu führt, Endlager so auszulegen, dass die Rückholbarkeit der Abfälle für eine gewisse Periode vereinfacht möglich ist (z.B. [10]). Auch der Überwachung bzw. dem Monitoring des Endlagers, während und für eine gewisse Zeit nach Einlagerung der Abfälle, wird eine erhöhte Bedeutung beigemessen (z.B. [12]).

Neben diesen nationalen Diskussionen wurde über die letzten 20 Jahre auch verschiedentlich der Stand der Endlagerung aus übergeordneter internationaler Sicht beurteilt. Dazu gehören die "Collective Opinions", welche vom "Radioactive Waste Management Committee" der OECD/NEA ausgearbeitet wurden. Die in 1985 ausgearbeitete Stellungnahme kam zum Schluss, dass das Konzept der geologischen Endlagerung technisch machbar ist und die notwendige Sicherheit bieten kann [34]. In der Stellungnahme von 1991 wurde spezifisch auf die Analyse der Langzeitsicherheit eingegangen und bestätigt, dass geeignete Methoden vorhanden sind, die Langzeitsicherheit von gut ausgelegten Endlagern zu beurteilen, und dass die Resultate von Sicherheitsanalysen eine geeignete Basis für den Entscheid der Endlagerrealisierung aus Sicht der Langzeitsicherheit bilden [35]. Die Beurteilung von 1995 hat zusätzlich auch ethische Aspekte in die Überlegungen einbezogen und bestätigt, dass Endlager zum Schutz der Umwelt geeignet und auch aus Sicht der Ethik vertretbar sind [36].

Der Bedeutung der Endlagerung entsprechend wird auf dem Gebiet der Endlagerung in vielen Ländern intensiv gearbeitet (vgl. Übersicht in [58]). Nachfolgend wird auf eine Anzahl von Anlagen bzw. Projekten verwiesen (in Klammern Angabe der Betriebszeiten). Für schwach- und mittelaktive Abfälle ist weltweit eine grössere Zahl von Endlagern in Betrieb. Es bestehen zahlreiche oberflächennahe Endlager, z.B. in Frankreich (Centre de la Manche (1962 - 1994), Centre de l'Aube (seit 1992), das Lager für „Very Low Level Wastes“ (VLLW) in Morvilliers (seit 2003)), in Grossbritannien (Drigg (seit 1959), Dounreay (seit 1957)), Japan (Rokkasho-mura (seit 1992)), Spanien (El Cabril (seit 1992)), Ungarn (Püspökszilágy (seit 1976)), Tschechei (Dukovany (seit 1995)), in den USA (verschiedene Endlager), etc.

Auch für die schwach- und mittelaktiven Abfälle gibt es geologische Endlager, z.B. in Finnland (Olkiluoto (seit 1992) und Loviisa (seit 1998) beide ca. 100 m unter der Oberfläche), Schweden (Forsmark (seit 1988), ca. 50 m unter der Oberfläche), Deutschland (Morsleben, Verschluss in Arbeit), Ungarn (Üveghuta, Felslabor in Bau), Tschechei (Hostim-Beroun (seit 1959), Richard-Litomerice (seit 1964), Bratrství-Jáchymov (seit 1974)), etc.

In anderen Ländern sind die Lager für schwach- und mittelaktive Abfälle noch in Vorbereitung und diesbezügliche Projekte sind in Arbeit. In Belgien z.B. stehen Konzepte für die oberirdische oder geologische Endlagerung zur Diskussion, wo im Rahmen von "local partnerships" ein intensiver Dialog mit den betroffenen Gemeinden stattfindet [57]. Dieser Dialog ist essentiell für die Akzeptanz: Anfangs 2005 haben Dessel und Mol der Möglichkeit

der Einrichtung eines Endlagers im Prinzip zugestimmt. Ein Standortentscheid wird in nächster Zeit erwartet. In Japan sind Untersuchungen für ein unterirdisches Lager (50-100 m) für Stilllegungsabfälle auf dem Gebiet einer Nuklearanlage (Rokkasho-mura) im Gange und werden voraussichtlich 2007 abgeschlossen. In Kanada ist in Port Hope – wiederum als Resultat eines Dialogs mit der betroffenen Kommune – ein oberflächennahes Endlager für Altlasten aus der Radium- und Uran-Aufbereitung in Planung (Umweltverträglichkeitsprüfung sollte 2007 abgeschlossen werden). In Kanada wurde kürzlich nach Zustimmung der Bevölkerung mit einer Gemeinde (Kincardine, [51]) die Errichtung eines Lagers für schwach- und mittelaktive Abfälle vereinbart, vorausgesetzt, dass die Standortuntersuchungen die Eignung des Standortes bestätigen. In der Schweiz wird nach Aufgabe des Standortes Wellenberg aus politischen Gründen (Ablehnung der untertägigen Exploration des Standortes durch Volksabstimmung im Kanton Nidwalden) die Standortwahl im Rahmen eines sogenannten Sachplanverfahrens durchgeführt [17].

Bei den hochaktiven und langlebig-mittelaktiven Abfällen ist der Fortschritt bedeutend kleiner, und weltweit ist erst ein Lager in Betrieb (WIPP) in Betrieb. Eine Rahmenbewilligung (Decision in principle) wurde in Finnland (Olkiluoto) erteilt; in den USA wurde der Standort Yucca Mountain für die weiteren Arbeiten bestimmt (site recommendation) und die Baubewilligung ist in Vorbereitung. In Schweden sind Felduntersuchungen an zwei Standorten im Gange (Oskarshamn, Forsmark), und es ist geplant, 2008 eine Baubewilligung an einem dieser Standorte einzureichen. In verschiedenen Ländern wurde der Nachweis der grundsätzlichen Machbarkeit geführt. In Deutschland wurde ein Standort für die Erkundungen gewählt, diese sind zur Zeit unterbrochen (Moratorium bis zu 10 Jahren ab 1. Oktober 2000), und evtl. ist eine neue Standortwahl durchzuführen.

Eine Analyse dieser Beispiele zeigt die Bedeutung des Einbezugs der Öffentlichkeit entweder in spezifisch ausgestalteten Prozessen (local partnerships in Belgien, vorgesehenes Sachplanverfahren in der Schweiz) oder aber die Verwendung von Environmental Impact Assessments zum Einbezug der Öffentlichkeit (Schweden, Finnland). Zum gleichen Schluss kommt auch der von der deutschen Regierung eingesetzte Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte (AkEnd), welcher die Beteiligung der Öffentlichkeit als wichtige Voraussetzung für die erfolgreiche Realisierung von Endlagerprojekten sieht [1]. Auch in Japan wird der Öffentlichkeit ein sehr hoher Stellenwert gegeben und für die Standortwahl eines HAA-Lagers wird auf die Freiwilligkeit gesetzt [47].

7. Implementierung von Endlager: Schritte, Konzepte und sicherheitstechnische Bewertung

Die Entwicklung von Endlagerprojekten erfolgt in der Regel in verschiedenen Phasen, mit Entscheidungspunkten am Ende jeder Phase. Dies erlaubt es, nach jeder Phase den jeweils aktuellen Kenntnisstand zu würdigen und das weitere Vorgehen zu überprüfen und gegebenenfalls anzupassen (vgl. Diskussion in [45]). Typischerweise umfassen die Phasen:

- die Konzeptentwicklung,
- die Prüfung der Machbarkeit der vorgeschlagenen Konzepte bezüglich Sicherheit, technischer Machbarkeit und dem Bestehen geeigneter Standorte für die Anordnung des Endlagers,
- die Bestätigung bzw. Verfeinerung der gewählten Option und ihre Optimierung,
- Realisierung der gewählten Option,

– Bestätigung, Verfeinerung und Optimierung der gewählten Option während der Realisierung.

Auch wenn die aufgeführten Phasen hauptsächlich technischen Inhaltes sind, können sie nur erfolgreich abgeschlossen werden, wenn auch den gesellschaftlichen Aspekten die notwendige Aufmerksamkeit geschenkt wird.

Das Ziel der Endlagerung ist die Gewährleistung eines genügenden Schutzes von Mensch und Umwelt ohne aktive Massnahmen, die eine Last für zukünftige Generationen darstellen würden. Dieses übergeordnete Ziel sowie weitere Prinzipien (z.B. Schutz auch jenseits nationaler Grenzen, Grundsatz des gleichen Schutzes für zukünftige wie für heutige Generationen, Vermeidung übermässiger Lasten für zukünftige Generationen) wurden durch die IAEA erarbeitet [23] und sind weltweit anerkannt. Dieses Ziel und die Prinzipien werden in den nationalen Regelwerken ergänzt durch quantitative Schutzziele und Anforderungen. Beispielhaft seien hier die Schutzziele der Schweizerischen Behörden für die Endlagerung (HSK/R-21, vgl. [19]) aufgeführt:

Schutzziel 1: Die Freisetzung von Radionukliden aus einem verschlossenen Endlager infolge realistischerweise anzunehmender Vorgänge und Ereignisse soll zu keiner Zeit zu jährlichen Individualdosen führen, die 0,1 mSv überschreiten.

Schutzziel 2: Das aus einem verschlossenen Endlager infolge unwahrscheinlicher, unter Schutzziel 1 nicht berücksichtigter Vorgänge und Ereignisse zu erwartende radiologische Todesfallrisiko für eine Einzelperson soll zu keiner Zeit ein Millionstel pro Jahr übersteigen.

Schutzziel 3: Nach dem Verschluss eines Endlagers sollen keine weiteren Massnahmen zur Gewährleistung der Sicherheit erforderlich sein. Das Endlager soll innert einiger Jahre verschlossen werden können.

Diese Schutzziele sind streng und verlangen eine sorgfältige Planung von Endlagern. Entsprechend dem Grundsatz der mehrfachen Barrieren bestehen Endlager aus geologischen und technischen (d.h. vom Menschen erstellten) Barrieren. Wegen der unterschiedlichen geologischen Rahmenbedingungen gibt es erhebliche Unterschiede in der Ausgestaltung der Endlagerkonzepte in den verschiedenen Ländern. Gewisse Wirtgesteine (z.B. Salz oder wenig durchlässige Tonsteine) erlauben es, das Hauptgewicht der Barrierenwirkung auf das Wirtgestein zu legen, während in anderen Wirtgesteinen (z.B. geklüftetes Kristallin oder Tuff) die Kombination der technischen und natürlichen Barrieren für die Sicherstellung einer genügenden Barrierenwirkung herangezogen wird. Dementsprechend wird in den finnischen und schwedischen Endlagerkonzepten im kristallinen Grundgebirge dem langzeitbeständigen Lagerbehälter aus Kupfer ein grosses Gewicht gegeben ([52] bzw. [54]), während in den schweizerischen und japanischen Konzepten für das Kristallin stark auf die geochemische Immobilisierung abgestützt wird ([27] bzw. [31]). Für das US-Projekt im Tuff wird ein komplexes System von technischen Barrieren vorgeschlagen bestehend aus korrosionsbeständigen Lagerbehältern, kombiniert mit sogenannten "drip shields", die den Wasserzutritt zu den Lagerbehältern verhindern sollen [59]. In Projekten mit Tonsteinen als Wirtgestein (z.B. Belgien, Frankreich und Schweiz) wird dem Wirtgestein eine wichtige Rolle als Transportbarriere zugeschrieben (vgl. [2], [50], [32]). Bei allen Endlagerkonzepten ist es jedoch die Aufgabe der Geologie, für die erforderlichen langen Zeiten eine stabile Umgebung für das Barrierensystem zu gewährleisten. In allen Konzepten übernehmen die Behälter die

Aufgabe, in der Anfangszeit – wenn die Toxizität der Abfälle am höchsten ist – die Abfälle vollständig einzuschliessen.

Zur Bewertung und Beurteilung der Sicherheit von Endlagern werden Sicherheitsanalysen durchgeführt. In diesen Analysen werden alle sicherheitsrelevanten Informationen und das Verständnis bezüglich Barrierenwirkung systematisch ausgewertet, die Unsicherheiten erfasst und die verschiedenen Möglichkeiten bezüglich zukünftigem Verhalten des Endlagersystems untersucht. Zur quantitativen Bewertung der Sicherheit kommen sowohl deterministische als auch probabilistische Rechenmethoden zur Anwendung. Quantitative Analysen der Sicherheit sind ein unerlässlicher Bestandteil der Dokumentation für ein Bewilligungsverfahren für ein Endlager. Quantitative Analysen alleine reichen jedoch nicht aus und müssen mit Betrachtungen zum Verständnis des Systemverhaltens und mit einer Bewertung der noch vorhandenen Unsicherheiten in den Analysen ergänzt werden (z.B. [32]). Neben der Bewertung der Sicherheit ist es vor allem in den frühen Phasen der Projektentwicklung auch eine wichtige Aufgabe der Sicherheitsanalyse, mögliche Verbesserungen des Endlagersystems zu identifizieren.

8. Schlussfolgerungen

An der Entsorgung – bestehend aus Behandlung/Charakterisierung/Dokumentation der Abfälle, Zwischenlagerung, Stilllegung/Rückbau und Endlagerung – wird seit vielen Jahren gearbeitet. Mit Ausnahme der Endlagerung hochaktiver Abfälle besteht für alle Schritte eine grosse Erfahrung und wird in vielen Ländern routinemässig durchgeführt. Die Endlagerung als letzter Schritt des Entsorgungspfades ist derjenige Teil, wo noch am meisten zu tun ist. Neben den hochaktiven Abfällen betrifft dies in verschiedenen Ländern auch die Endlagerung der schwach- und mittelaktiven Abfälle.

Die technisch-wissenschaftlichen Kenntnisse zur Endlagerung auch der hochaktiven Abfälle haben eine grosse Reife erreicht. Für ein breites Spektrum von verschiedenen Wirtgesteinen (Salz, Tonsteine, Kristallin, Tuff) bestehen ausgereifte Konzepte, welche die sichere Endlagerung erlauben. Die Sicherheit wird gewährleistet durch die Auswahl von geeigneten Wirtgesteinen in zweckmässigen Standortgebieten und auf die geologischen Gegebenheiten abgestimmte technische Barrieren. Neben der technisch-wissenschaftlichen Reife der Endlagerkonzepte spielen für ihre Implementierung vermehrt gesellschaftliche und politische Aspekte eine wichtige Rolle. Eine erfolgreiche Realisierung wird nur möglich sein, wenn Wissenschaft/Technik und Politik/Gesellschaft zusammen diese wichtige Aufgabe zielgerichtet und in einer konstruktiven Zusammenarbeit und dem notwendigen Willen angehen. Die notwendige Zusammenarbeit zwischen Wissenschaft/Technik und Politik/ Gesellschaft betrifft aber nicht nur die Endlagerung, sondern alle Schritte der Entsorgung.

9. Literaturverzeichnis

[1] AkEnd 2002: Auswahlverfahren für Endlagerstandorte. Empfehlung des AkEnd: Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte. Mitglieder des Arbeitskreises Auswahlverfahren Endlagerstandorte, Deutschland.

[2] Andra 2001: Dossier Argile: Progress Report on Feasibility Studies & Research into Deep Geological Disposal of High-level, Long-lived Waste. Synthesis Report. Agence Nationale pour les Gestion des Déchets Radioactifs, Châtenay-Malabry, France.

[3] Bataille & Birraux 2005: Bataille C., Birraux C., L'état d'avancement et les perspectives des recherches sur la gestion des déchets radioactifs. Assemblée nationale n° 2159, Sénat N° 250. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Paris, France.

[4] BNL 1974: High Level Radioactive Waste Management Alternatives. Pacific BNWL-1900. Battelle Northwest Laboratories, Richland, Washington, USA.

[5] CORA 2001: Retrievable disposal of radioactive waste in the Netherlands [English summary]. Ministry of Economic Affairs, Commission on Radioactive Waste Disposal, Den Haag, Niederlande.

[6] CoWRM 2004: The options for long-term management of higher active solid radioactive waste in the United Kingdom. Committee on Radioactive Waste Management, London, United Kingdom. (vgl.: http://www.corwm.org.uk/PDF/Options.pdf)

[7] European Commission 1985: Council Directive 85/337/EEC on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment ["Environmental Impact Assessment (EIA) Directive"]

[8] European Commission 1996: Council Directive 96/29/Euratom of 13 Mai 1996, laying down basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionising radiation. - Official Journal of the European Communities, L 159, vol. 39, 29 June 1996, p. 1-114.

[9] European Commission 1999: Commission recommendation of 15 September 1999 on a classification system for solid radioactive waste (SEC 1999/669). Official Journal of the European Communities, L265, 13 October 1999, p. 37-45.

[10] European Commission 2000: Concerted action on the retrievability of long-lived radioactive waste in deep underground repositories. EC Nuclear Science and Technology Report EUR 19145 EN.

[11] European Commission 2001: Council Directive 2001/42/EC of 27 June 2001 on Strategic environmental assessment on certain plans and programmes ("SEA Directive"). - Official Journal of the European Communities, L 197, vol. 44, 21 July 2001, p. 30-37.

[12] European Commission 2002: Thematic network on the role of monitoring in a phased approach to disposal. EC 5th Framework Programme 1998 – 2002, Nuclear Fission.

[13] European Commission 2003: Nuclear fission and radiation protection projects selected for funding 1999-2002: Fifth framework programme of the European Atomic Energy Community (Euratom) for research and training in the field of nuclear energy (1998-2002). EUR Nuclear Science and Technology Report 20617 EN.

[14] European Commission 2004a: Dutton M.; Hillis K.; Stansby J. [et al.], Nuclear Science and Technology: The comparison of alternative waste management strategies for long-lived radioactive wastes. EU Nuclear Science and Technology Report 21021 EN.

[15] European Commission 2004b: Amended proposal for a Council Directive (Euratom) on the safe management of the spent nuclear fuel and radioactive waste. COM(2004)526. [Entwurf]

[16] EKRA 2000: Expertengruppe Entsorgungskonzepte für radioaktive Abfälle (EKRA), Schlussbericht, im Auftrag der Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation, Bern, Schweiz.

[17] Forum VERA 2005: Sachplan Geologische Tiefenlager: Die Basis zur Entsorgung. Bulletin Forum Vera, 1/05, S. 1–3.

[18] Hill M.; Gunton M. 2001: A multi-attribute comparison of indefinite storage and geological disposal of long-lived radioactive wastes. PTR 01-02. Pangea Resources International, Baden, Schweiz.

[19] HSK & KSA 1993: Richtlinie für schweizerische Kernanlagen R-21 – Schutzziele für die Endlagerung radioaktiver Abfälle; Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK) und Eidg. Kommission für die Sicherheit von Kernanlagen (KSA), Villigen, Schweiz.

[20] IAEA 1988: Safety principles and technical criteria for the underground disposal of high level radioactive wastes. Safety Series 99. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria. [wird überarbeitet]

[21] IAEA 1994a: Siting of geological disposal facilities: a safety guide. Safety Series 111-G-4.1. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.

[22] IAEA 1994b: Classification of radioactive waste: a safety guide. Safety Series 111-G-1.1. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.

[23] IAEA 1995a: The Principles of Radioactive Waste Management. A Publication within the Radwass Programme. Safety Series No. 111-F. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.

[24] IAEA 1995b: Establishing a national system for radioactive waste management. Safety Series 111-S-1. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.

[25] IAEA 1997: Joint convention on the safety of spent fuel management and on the safety of radioactive waste management, INFCIRC/546. International Atomic Energy Agency, Vienna, Vienna, Austria.

[26] IAEA 2003: Extent of environmental contamination by Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) and technological options for mitigation. Technical Reports Series no. 419. International Atomic Energy Agency, Vienna. Austria

[27] JNC 2000: H12: Project to Establish the Scientific and Technical Basis for HLW Disposal in Japan. Second Progress Report on Research and Development for the Geological Disposal of HLW in Japan. Project Overview Report. Japan Nuclear Cycle Development Institute, Tokai-Mura, Japan.

[28] Loi Bataille 1991: Loi n° 91-1381 du 30 décembre 1991 relative à la gestion des déchets radioactifs à haute activité et à vie longue, Article L542 du Code de l'environnement.

[29] Ministère de la Recherche 2003: Stratégies et programmes des recherches sur la gestion des déchets radioactifs à haute activité et à vie longue (au titre de l'article L542 du code de l'environnement, issu de la loi du 30 décembre 1991), ed. 2003. Ministère de la Recherche, Direction de la Technologie, Paris, Frankreich.

[30] Nagra 1985: Projekt Gewähr 1985, Vols. 1 - 8, Vol. 9 (English Summary). Nagra Gewähr Report Series NGB 85-01/09. Nagra, Wettingen, Switzerland.

[31] Nagra 1994: Kristallin-I safety assessment report. Nagra Technical Report NTB 93-22. Nagra, Wettingen, Switzerland.

[32] Nagra 2002: Project Opalinus Clay: Safety report. Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste (Entsorgungsnachweis). Nagra Technical Report NTB 02-05. Nagra, Wettingen, Switzerland.

[33] NAS 1957: The Disposal of Radioactive Waste on Land. Report of the Committee on Waste Disposal of the Division of Earth Sciences, Publication 519. National Academy of Sciences - National Research Council, Washington D.C., USA.

[34] NEA 1985: Technical Appraisal of the Current Situation in the Field of Radioactive Waste Management. A Collective Opinion by the Radioactive Waste Management Committee, NEA/OECD, Nuclear Energy Agency, Paris, France.

[35] NEA 1991: "Can Long-term Safety be Evaluated? An International Collective Opinion" of NEA, IAEA, and EC Committees, NEA/OECD, Nuclear Energy Agency, Paris, France.

[36] NEA 1995: The environmental and ethical basis of geological disposal: a collective opinion of the Radioactive Waste Management Committee. NEA/OECD Nuclear Energy Agency, Paris, France.

[37] NEA 2002: Accelerator-driven Systems (ADS) and Fast Reactors (FR) in Advanced Nuclear Fuel Cycles: A Comparative Study. NEA/OECD, Nuclear Energy Agency, Paris, France.

[38] NEA 2004a: Stakeholder involvement techniques: Short guide and annotated bibliography. NEA/OECD, Nuclear Energy Agency, Paris, France

[39] NEA 2004b: Stepwise approach to decision making for long-term radioactive waste management: Experience, issues and guiding principles. NEA/OECD, Nuclear Energy Agency, Paris, France.

[40] NEA 2004c: Learning and adapting to societal requirements for radioactive waste management: Key findings and experience of the forum on stakeholder confidence. NEA/OECD, Nuclear Energy Agency, Paris, France.

[41] NEA 2004d: Decommissioning Nuclear Power Facilities: It can and has been done. NEA/OECD, Nuclear Energy Agency, Paris, France.

[42] NEA 2005a: Annual report 2004. NEA/OECD, Nuclear Energy Agency, Paris, France.

[43] NEA 2005b: The Roles of Storage in the Management of Long-lived Solid Radioactive Waste and Spent Nuclear Fuel: Practice in OECD Member Countries. In Vorbereitung.

[44] NRC 2001: Disposition of high-level waste and spent nuclear fuel: the continuing societal and technical challenges. National Academy Press, Washington D.C., USA.

[45] NRC 2003: One Step at a Time; The Staged Development of Geological Repositories for High-Level Radioactive Waste. National Academies Press, Washington D.C., USA.

[46] Nuklearforum Schweiz 2005: Bulletin Nuklearforum Schweiz, Nr. 9 / 2005, S. 10.

[47] NUMO 2002: Open Solicitation for Candidate Sites for Safe Disposal of High-Level Radioactive Waste. (vgl.: http://www.numo.or.jp/english/what/)

[48] NWMO 2004: Assessing the Options: NWMO Assessment Team Report June 2004. Nuclear Waste Management Organization, Toronto, Canada. (vgl.: http://www.nwmo.ca/)

[49] NWMO 2005: Choosing a way forward: the future management of Canada's used nuclear fuel: Draft Study Report. Nuclear Waste Management Organization, Toronto, Canada. (vgl.: http://www.nwmo.ca/)

[50] ONDRAF/NIRAS 2001: SAFIR 2, Safety Assessment and Feasability Interim Report 2. Belgian Agency for Radioactive Waste and Enriched Fissile Materials, Brussels, Belgium.

[51] OPG 2005: Consultation methodology and response rates: Presentation to the Municipality of Kincardine, February 16, 2005. The Strategic Council, i. A. von Ontario Power Generation, Toronto, Canada. (vgl. http://www.opg.com/ops/NwasteIASpoll.pdf)

[52] Posiva 1999: Safety assessment of spent fuel disposal in Hästholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara. TILA-99. Posiva 99-07. Posiva OY, Helsinki, Finland.

[53] Rio Convention 1992: Rio Convention, United Nations Sustainable Development, Agenda 21, Chapter 22: "Promoting the safe and environmentally sound management of radioactive wastes".

[54] SKB 1999: Deep repository for spent nuclear fuel; SR 97 - Post-closure safety. Main Report Volume I. Technical Report TR-99-06. Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm, Sweden.

[55] UNECE 1991: Convention on Environmental Impact Assessment in a Transboundary Context ("Espoo Convention"). United Nations Economic Commission for Europe.

[56] UNECE 1998: Convention on Access to Information, Public Participation in Decision-making and Access to Justice in Environmental Matters ("Aarhus Convention"). United Nations Economic Commission for Europe.

[57] Vanhove et al. 2004: Vanhove V., Hooft E., Bergmans A., Local partnerships: stake-holder involvement in low-level waste disposal. International conference on Geological repositories: Political and technical progress, Stockholm, December 7-10, 2003.

[58] Witherspoon P.A, Bodvarsson G.S. 2001: Geological Challenges in Radioactive Waste Isolation; Third Worldwide Review. Earth Science Division; Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory and University of California Berkley, California, USA.

[59] YMP 2000: McNeisch J.A., Total system performance assessment for the site recommendation: Yucca Mountain Project. TDR-WIS-PA-000001 REV 00 ICN 01.

[60] Zuidema et al. 2003: Zuidema P., Maxeiner H., Schweingruber M., Waste acceptance; Procedures, criteria and background. In: Radioactive Waste Products 2002: RADWAP 2002: Proceedings of the 4th international seminar on radioactive waste products, Würzburg (Germany), 22 - 26 September 2002. Schriften des Forschungszentrums Jülich Vol. 27, 91-99.

KOMPLEMENTÄRE INDIKATOREN FÜR DIE BEURTEILUNG DER LANGZEITSICHERHEIT EINES GEOLOGISCHEN TIEFENLAGERS FÜR RADIOAKTIVE ABFÄLLE

SAFETY AND PERFORMANCE INDICATORS FOR THE ASSESSMENT OF LONG-TERM SAFETY OF DEEP GEOLOGICAL DISPOSAL OF RADIOACTIVE WASTE

M. Hugi, J. W. Schneider, F. van Dorp, P. Zuidema

Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, Wettingen, Schweiz

Zusammenfassung *– Die Bewertung des Einschlussvermögens und der Langzeitsicherheit von geologischen Tiefenlagern für radioaktive Abfälle erfolgt üblicherweise anhand der berechneten Dosis und/oder des Risikos für ein durchschnittliches Individuum innerhalb der von den potentiellen Auswirkungen des Tiefenlagers meist betroffenen Bevölkerungsgruppe. Als Ergänzung zu diesen Berechnungen beschäftigen sich verschiedene Länder und internationale Organisationen mit der Entwicklung von so genannten komplementären Indikatoren. Betreffen die Indikatoren die Gesamtsicherheit des Endlagersystems, werden sie international als ‚Safety Indicators' bezeichnet; wird damit das Einschlussvermögen von einzelnen Systemkomponenten oder des Gesamtsystems aus einer mehr technischen Sicht beurteilt, spricht man von ‚Performance Indicators'. Der Bedarf nach komplementären Indikatoren leitet sich insbesondere aus den langen Zeiträumen ab, welche die Sicherheitsanalysen für geologische Tiefenlager kennzeichnen, sowie aus der damit einhergehenden Unschärfe der berechneten Dosen. Der Hauptanteil dieser Unschärfe wird verursacht durch die für diese langen Zeiträume prinzipiell nicht prognostizierbare Entwicklung der übertägigen Umweltverhältnisse und des menschlichen Verhaltens.*

Summary *– The evaluation of the ability to isolate radioactive waste and the assessment of the long-term safety of a deep geological repository is usually done in terms of the calculated dose and/or risk for an average individual of the population which is potentially most affected by the potential impacts of the repository. At present, various countries and international organisations are developing so-called complementary indicators to supplement such calculations. These indicators are called "safety indicators" if they refer to the safety of the whole repository system; if they address the isolation capability of individual system components or the whole system from a more technical perspective, they are called "performance indicators". The need for complementary indicators follows from the long time frames which characterise the safety assessment of a geological repository, and the corresponding uncertainty of the calculated radiation dose. The main reason for these uncertainties is associated with the uncertain long-term prognosis of the surface environment and the related human behaviour.*

Schlüsselwörter *– Radioaktive Abfälle, geologische Tiefenlagerung, Langzeitsicherheit, komplementäre Indikatoren*

Keywords *– Radioactive waste, geological disposal, long-term safety, performance indicators, safety indicators*

1. Einleitung

Die Bewertung des Einschlussvermögens und der Langzeitsicherheit von geologischen Tiefenlagern für radioaktive Abfälle erfolgt üblicherweise anhand der berechneten maximalen Strahlendosis und/oder des Risikos für ein durchschnittliches Individuum innerhalb der von den potentiellen Auswirkungen des Tiefenlagers meist betroffenen Bevölkerungsgruppe (die sog. „kritische Gruppe“).

Die Berechnung der Strahlendosis und der damit verbundenen Risiken einer gesundheitlichen Beeinträchtigung ist mit beträchtlichen Ungewissheiten verbunden. Diese Unschärfen ergeben sich aus den langen Zeiträumen von Hunderttausenden von Jahren, welche die Sicherheitsanalysen für geologische Tiefenlager für hochaktive Abfälle kennzeichnen – insbesondere durch die für diese langen Zeiträume prinzipiell nicht prognostizierbare Entwicklung der übertägigen Umweltverhältnisse und des menschlichen Verhaltens. Da es sich bei den Begriffen „Dosis“ und „Risiko“ zudem um relativ abstrakte Grössen handelt, bereitet ihre Kommunikation in der breiten Öffentlichkeit gelegentlich Mühe.

Als Ergänzung zu diesen Berechnungen beschäftigen sich verschiedene Länder und internationale Organisationen mit der Entwicklung von so genannten komplementären Indikatoren. Betreffen die Indikatoren die Gesamtsicherheit des Endlagersystems, werden sie international als *‚Safety Indicators’* bezeichnet; wird damit das Einschlussvermögen von einzelnen Systemkomponenten oder des Gesamtsystems aus einer vorwiegend technischen Sicht beurteilt, spricht man von *‚Performance Indicators’*.

Im nachfolgenden Beitrag werden die für das Projekt Opalinuston (Machbarkeitsstudie zur Entsorgung abgebrannter Brennelemente, verglaster hochaktiver und langlebiger mittelaktiver Abfälle – sog. „Entsorgungsnachweis“) entwickelten und angewendeten komplementären Indikatoren zusammen mit den entsprechenden Referenz-/Vergleichswerten am Beispiel vorgestellt. Anhand von neuesten Arbeiten wird der aktuelle Stand der internationalen Entwicklung dokumentiert und abschliessend die Zweckmässigkeit komplementärer Indikatoren für die sicherheitstechnische Beurteilung eines geologischen Tiefenlagers beurteilt.

2. Projekt Opalinuston

Das Projekt Opalinuston („Entsorgungsnachweis“) stellt für die Schweiz einen wichtigen Meilenstein auf dem Weg zur Entsorgung abgebrannter Brennelemente (BE), verglaster hochaktiver Abfälle (HAA) aus der Wiederaufarbeitung und langlebiger mittelaktiver Abfälle (LMA) dar [1]. Das Projekt dient der Beurteilung die technische Machbarkeit und der (Langzeit-) Sicherheit eines geologischen Tiefenlagers im Opalinuston der potentiellen Standortregion Zürcher Weinland. Die konkreten Zielsetzungen des Projekts sind:

- Nachweis der grundsätzlichen Machbarkeit eines geologischen Tiefenlagers im Hinblick auf (i) eine genügend grosse Ausdehnung der Gesteinsformation mit günstigen geologischen Eigenschaften, (ii) die technische Machbarkeit von Bau, Betrieb und Verschluss sowie (iii) die Gewährleistung der Langzeitsicherheit;
- Bereitstellung von Diskussions-/Entscheidungsgrundlagen zur Festlegung des weiteren Vorgehens im schweizerischen Programm zur Entsorgung von BE, HAA und LMA;
- Bereitstellung von Grundlagen für die Planung der Entsorgung (inklusive Kostenschätzung), Bewertung alternativer Auslegungsvarianten, Beurteilung der verschiedenen Abfallströme und für die Planung der zukünftigen Forschung und Entwicklung;

- Erarbeitung von Unterlagen für die Diskussion von Entsorgungsfragen in der Öffentlichkeit.

2.1 Geologisches Tiefenlager für abgebrannte Brennelemente, hochaktive Abfälle und langlebige mittelaktive Abfälle

Das Sicherheitskonzept des geologischen Tiefenlagers beruht auf dem Prinzip der mehrfachen passiven Sicherheitsbarrieren, welches sich aus Abfall-/Verfestigungsmatrix, Endlagerbehälter, Bentonitverfüllung der Einlagerungsstollen bzw. Zementverfüllung der LMA-Kavernen, Wirtgestein und Nebengesteinen sowie den Versiegelungsbauwerken für Tunnel, Rampe und Schacht zusammensetzt (s. Abb. 1).

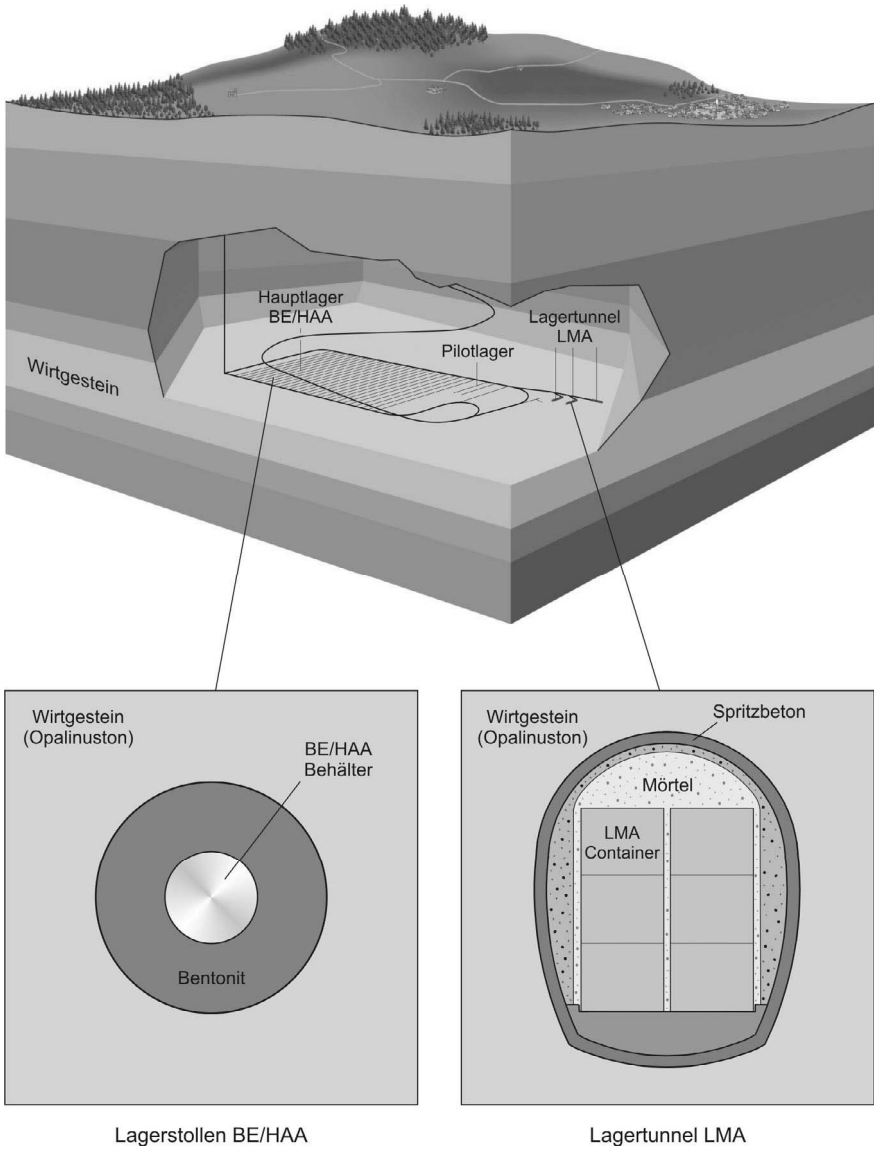


Abb. 1 Schematische Darstellung des geologischen Tiefenlagers für abgebrannte Brennelemente, verglaste hochaktive Abfälle und langlebige mittelaktive Abfälle

Gemäss Auslegungskonzept sollen die Einlagerungsstollen sowie die Tunnel für den Bau und den Betrieb der Endlageranlage in einer Tiefe vom ca. 650 m im Zentrum der Opalinustonformation (Mächtigkeit 105 – 125 m) erstellt werden. Das horizontale Einlagerungskonzept weist gegenüber der Lagerung in vertikalen Bohrlöchern betriebliche Vorteile auf und verlängert zudem den Transportpfad der Radionuklide ins umgebende Nebengestein nach dem Behälterversagen. Gestützt auf die Erfahrung mit Tunnelbauten im Opalinuston werden die Einlagerungsstollen mit 2.5 m Durchmesser auch ohne Einbauten eine genügend hohe Standfestigkeit aufweisen, obwohl aus Gründen der operationellen Sicherheit eine Felsankerung sowie Stahlnetze vorgesehen sind. Alle anderen Tunnel (inklusive LMA-Tunnel) werden aus Stabilitätsgründen eine Zementauskleidung benötigen.

Die durch die Gesamtheit der Komponenten gewährleisteten Sicherheitsfunktionen des Endlagersystems sind

- Vollständiger Einschluss der Radionuklide (mit entsprechendem radioaktiven Zerfall) solange die Endlagerbehälter intakt sind
- Verzögerte und abgeschwächte Freisetzung der Radionuklide aus der Abfall-/Verfestigungsmatrix nach Behälterversagen
- Rückhaltung der Radionuklide im Nahfeld und in der Geosphäre

Der Opalinuston weist ein Alter von 180 Millionen Jahre aus und liegt in der potentiellen Standortregion in einer tektonisch stabilen Zone. Die technischen Barrieren sind aus technisch-wissenschaftlich gut charakterisierbaren Materialien wie Stahl, quellfähiges Tongestein und Zement aufgebaut, welche in der gewählten Endlagerauslegung miteinander verträglich sind. Erkenntnisse über das günstige Langzeitverhalten der Materialien stammen aus archäologischen und geologischen Untersuchungen, von Labor- und Felduntersuchungen sowie begleitenden Modellstudien.

2.2 Beurteilung der Langzeitsicherheit

Das Projekt Opalinuston beurteilt die Langzeitsicherheit des geologischen Tiefenlagers mit der Methodik der Sicherheitsanalyse. Diese beinhaltet unter dem Begriff der Szenarienanalyse die Analyse und Beurteilung der zeitlichen Entwicklung der Endlagerkomponenten (Abfälle und technisches Barrierensystem („Nahfeld“), Wirtgestein und Nebengesteine („Geosphäre“) sowie des menschlichen Lebensraumes („Biosphäre“) und des menschlichen Verhaltens. In der anschliessenden Konsequenzenanalyse werden die potentiellen Freisetzungspfade für die radioaktiven Stoffe aus den Abfällen analysiert und die resultierende Strahlenexposition für ein durchschnittliches Individuum der am stärksten betroffenen Bevölkerungsgruppe mit dem behördlichen Schutzziel verglichen; dieses liegt bei 0.1 mSv/Jahr [2].

Die durchgeführte Sicherheitsanalyse untersucht somit eine Vielzahl verschiedener Entwicklungsszenarien für das gesamte Endlagersystem und quantifiziert deren radiologische Konsequenzen. Das Resultat der Langzeitsicherheitsanalyse im Bezug auf des Referenzszenarium (Behälterversagen für BE/HAA nach 10’000 Jahren mit anschliessender diffusiver Freisetzung der Radionuklide im stagnierenden Porenwasser des Nahfeldes und der Geosphäre) ist in Abb. 2 dargestellt. Der zeitliche Verlauf der Gesamtdosis wird verglichen (i) mit dem behördlichen Schutzziel, (ii) mit der Bandbreite der natürlichen Strahlenbelastung in der Schweiz und (iii) mit dem durch die IAEA bezeichneten „Niveau einer insignifikanten Dosis“ von 0.001 mSv/Jahr.

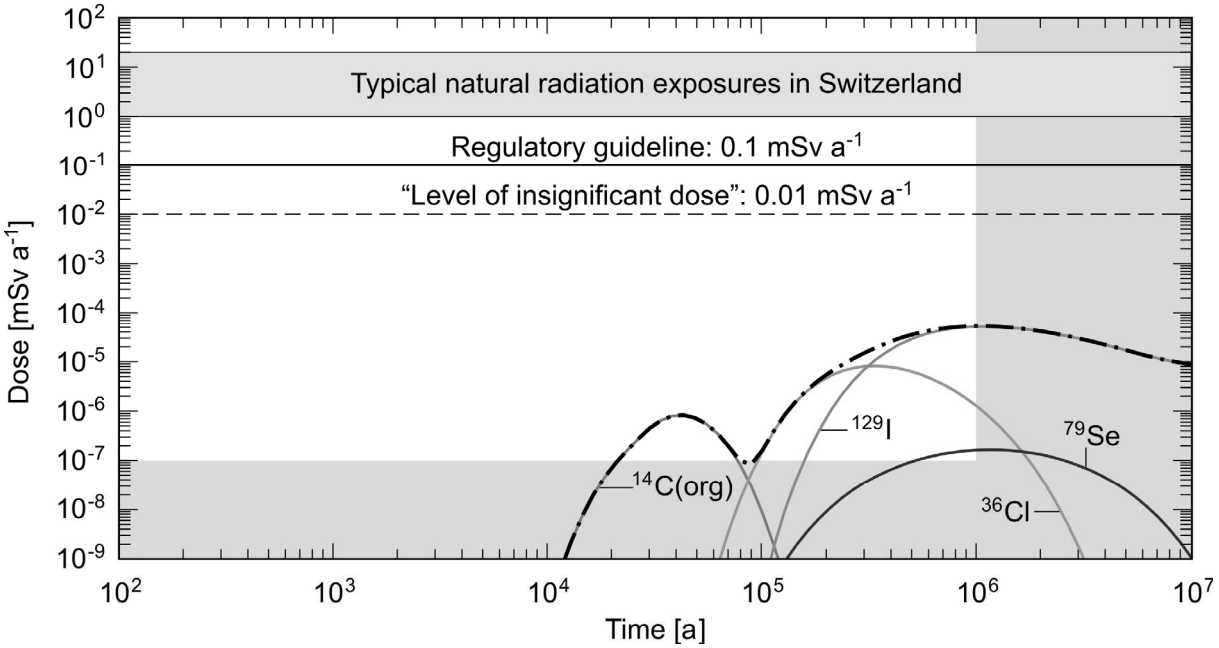


Abb. 2 Zeitlicher Verlauf der Gesamtdosis für den Referenzfall (Summe der Abfalltypen BE, HAA und LMA)

2.3 Komplementäre Sicherheitsindikatoren

Im Zusammenhang mit dem schweizerischen Entsorgungsnachweis (Projekt Opalinuston) wurden neben den üblichen Dosis- und Risikoberechnungen zusätzlich komplementäre (Sicherheits-) Indikatoren berechnet und für die Bewertung mit den entsprechenden natürlich auftretenden radiologischen Verhältnissen verglichen.

Der verwendete Radiotoxizitätsindex (RTI) ist ein nützliches Mass für das Gefährdungspotential der betrachteten radioaktiven Stoffe. Um mögliche gesundheitliche Beeinträchtigungen des Menschen durch die Einnahme von Radionukliden zu beurteilen, ist die aufgenommene Aktivität [Bq] in Verbindung mit dem nuklidspezifischen Dosiskoeffizient für Ingestion [Sv/Bq] zu betrachten. Der Radiotoxizitätsindex ist somit definiert als die hypothetische Strahlendosis aus der Einnahme der Radionuklide (Summe der Produkte aus der aufgenommenen Aktivität $A_j(t)$ zum Zeitpunkt t und dem Dosiskoeffizient F_j) dividiert durch 10^{-4} Sv (behördliches Schutzziel gemäss HSK/KSA R-21 [2]):

$$RTI(t) = SUMME_j\ A_j(t) \cdot F_j / (10^{-4}\ Sv)$$

Die Analysen umfassen (i) einen Vergleich der Radiotoxizität der Abfälle als Funktion der Zeit mit der Radiotoxizität natürlicher Materialien, (ii) einen Vergleich potentieller Radiotoxizitätsflüsse aus dem Tiefenlager mit natürlichen Radiotoxizitätsflüssen in der Umwelt, (iii) einen Vergleich potentieller Radiotoxizitätskonzentrationen am oberen Rand des Opalinustons (von aus dem Tiefenlager stammenden Radionukliden) mit der natürlichen Radiotoxizitätskonzentration im Opalinuston und (iv) die Evaluation der Verteilung der Radiotoxizität in den verschiedenen Systemkomponenten als Funktion der Zeit. Die so festgelegten komplementären Indikatoren geben damit einen angemessenen Hinweis auf das Verhalten einzelner Systemkomponenten oder die Sicherheit des Gesamtsystems und sind zugleich weniger empfindlich gegenüber schwer prognostizierbaren Beschreibungen der obertägigen Umwelt-

bedingungen als die entsprechende Dosisberechnungen. Ferner liefert der Vergleich der Einschluss- bzw. Transportzeiten durch die technischen und natürlichen Sicherheitsbarrieren mit den Halbwertszeiten der sicherheitsrelevanten Radionuklide einen leicht erfassbaren Anhaltspunkt für das Einschlussvermögen des Endlagersystems.

Stellvertretend für die verschiedenen alternativen Indikatoren zeigt Abb. 3 den Radiotoxizitätsfluss aus dem Endlager an der Grenze Opalinuston – Nebengestein im Vergleich mit natürlichen Radiotoxizitätsflüssen. Wie die Abbildung zeigt, liegt der maximale Radiotoxizitätsfluss mehr als eine Grössenordnung unterhalb des natürlichen Radiotoxizitätsflusses in Verbindung mit dem Grundwasserstrom der dem Standort zu Grunde liegenden Biosphäre und ca. sieben Grössenordnungen unterhalb des heutigen Radiotoxizitätsflusses in Verbindung mit den natürlichen Radionukliden im Flusswasser des Rheins bei Basel. Als weitere Vergleichsbasen dienen Radiotoxizitätsflüsse, welche aus (i) der in der Thur transportierten Radionuklide, (ii) der Erosion der Referenzbiosphäre und (iii) der Konsumation von Mineralwasser in der Schweiz (Gesamtmenge 7.7×10^5 m^3/Jahr) resultieren.

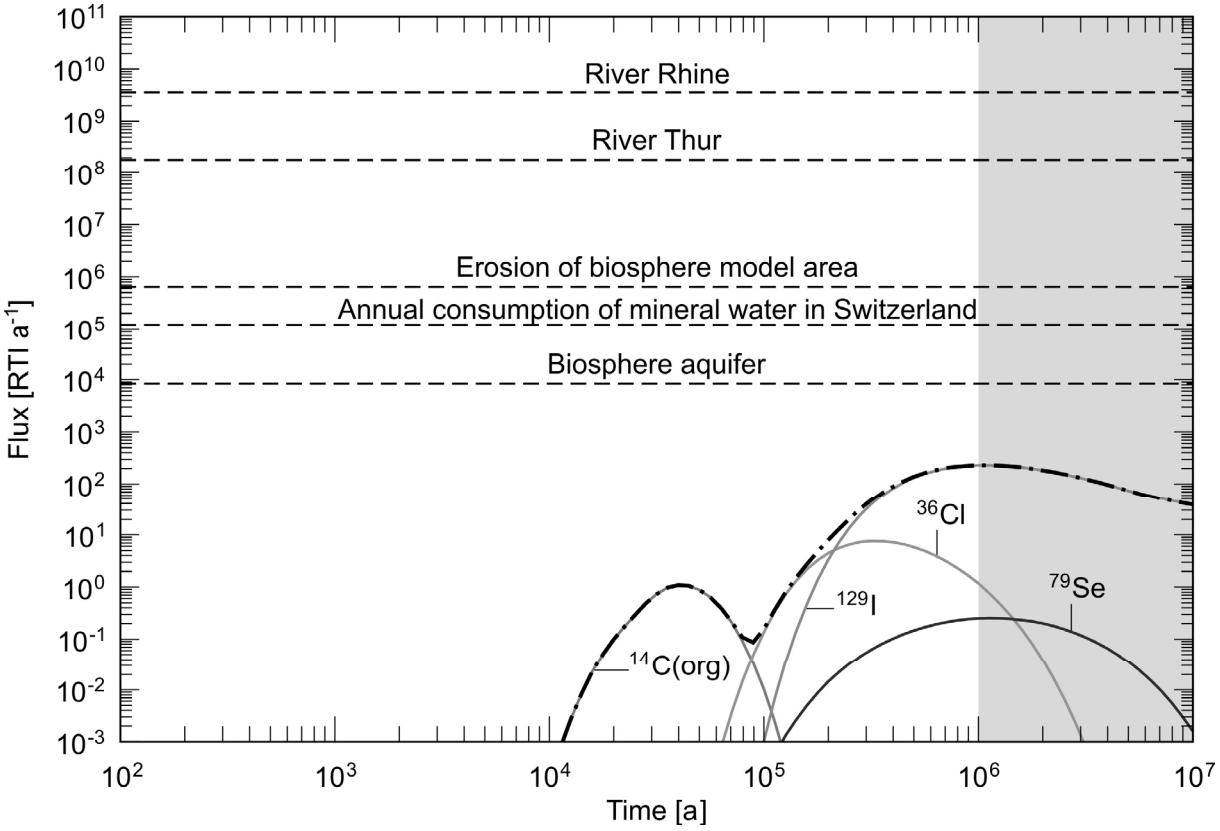


Abb. 3 Radiotoxizitätsfluss aus dem Endlager an der Grenze Opalinuston – Nebengestein im Vergleich mit verschiedenen Radiotoxizitätsflüssen von natürlich vorkommenden Radionukliden im bzw. in der Nähe des potentiellen Standortgebietes (Referenzszenarium für die Summe aller betrachteten Abfalltypen BE, HAA, LMA)

3. Internationale Entwicklungen

3.1 Internationale Atomenergieagentur

Die von der Internationalen Atomenergieagentur (*International Atomic Energy Agency* IAEA) unter der Leitung des *International Radioactive Waste Management Advisory Committee* (INWAC) gebildete *„Working Group on Principles and Criteria for Radioactive Waste Disposal“* dient seit den neunziger Jahren als Forum für die Diskussion und die Konsensfindung unter den internationalen Experten auf dem Gebiet der Endlagerung radioaktiver Abfälle. Zur Thematik der komplementären Indikatoren wurde im Jahre 1994 erstmals ein Bericht veröffentlicht [3]. Ein durch die IAEA koordiniertes Forschungsprojekt begann 1999 mit einer Review der bis dahin erfolgten internationalen Arbeiten auf dem Gebiet der komplementären Indikatoren. Der entsprechende Projektbericht wurde im September 2003 veröffentlicht [4]. Er dokumentiert den aktuellen Standpunkt der verschiedenen internationalen Expertengruppen und soll die Erarbeitung nationaler und internationaler Standards unterstützen.

Zum heutigen Zeitpunkt besteht keine Einigkeit darüber, wie und ob neue Indikatoren (zusätzlich zu Dosis und Risiko) zur Beurteilung der Langzeitsicherheit eines geologischen Tiefenlagers verwendet werden sollen. Daher bestand die Zielsetzung der IAEA-Studie in erster Linie darin,

- die Verwendung komplementärer Indikatoren mit dem Nachweis der Langzeitsicherheit eines geologischen Tiefenlagers in Verbindung zu bringen;
- die Vielfalt der möglichen Indikatoren anzuwenden und zu diskutieren;
- die potentiellen Vorteile einer Verwendung von neuen Sicherheitsindikatoren (zusätzlich zu Dosis und Risiko) zu untersuchen; und
- aufzuzeigen, wie komplementäre Indikatoren in einen Sicherheitsnachweis zu integrieren sind.

Als Indikatoren werden grundsätzlich diejenigen Eigenschaften und Grössen eines Endlagersystems in Betracht gezogen, die in direkter Verbindung stehen mit der Fähigkeit des Systems, einen sicheren Einschluss der Radionuklide zu gewährleisten, insbesondere

- modellhaft berechenbare Grössen des Endlagersystems (beispielsweise Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser an bestimmten Stellen);
- Grössen, die sich aus den Eigenschaften spezifischer Systemkomponenten ableiten (Behälterlebensdauer, Radionuklidflüsse über die Grenzen verschiedener Komponenten des Endlagersystems);
- aus der Langzeitentwicklung des Gesamtsystems abgeleitete physikalische Grössen (beispielsweise Dosisrate)

In der Studie wird wesentlich zwischen Indikatoren unterschieden, die dem Aufbau von Systemverständnis hinsichtlich Qualität, Zuverlässigkeit und Effizienz einzelner Komponenten oder des gesamte Endlagersystem dienen (so genannte *Performance indicators*) und Indikatoren für die Beurteilung des Systems hinsichtlich der Gesamtsicherheit (*Safety indicators*).

Begründet wird der Bedarf für komplementäre Indikatoren wiederum mit der starken Abhängigkeit der Dosis- und Risikoberechnung von der ungewissen Entwicklung der Biosphäre vor dem Hintergrund der zu betrachtenden langen Zeiträume.

Als Beispiele komplementärer Indikatoren für die Beurteilung und Bewertung der Langzeitsicherheit des Endlagersystems werden berechenbare Grössen wie Radionuklidkonzentrationen und -flüsse sowie Zeitskalen verwendet, welche direkt mit den Sicherheitsfunktionen (Einschlusszeit, Transportzeit) des Endlagersystems im Zusammenhang stehen.

Besondere Aufmerksamkeit widmet die Studie der Bereitstellung von Vergleichs- oder Referenzwerten, mit denen die komplementären Indikatoren letztlich verglichen werden können. Grundsätzlich werden mögliche Anhaltspunkte für natürliche Referenzwerte wie folgt spezifiziert:

- Konzentrationen von Radionukliden in Gesteinen, Boden, Wasser usw.
- Raten für relevante geologische Prozesse wie Erosion, Grundwasserflusse, Flussraten von Oberflächengewässer, die einen Massenstrom bewirken.

Die Konzentration vieler natürlicher Radionuklide in Oberflächen- und oberflächennahen Medien sind relativ gut bekannt und decken ein breites Spektrum von Umweltbedingungen und geographischen Situationen ab. Ferner wird von bereits laufenden Untersuchungen in naher Zukunft eine noch bessere Verfügbarkeit von zuverlässigen geochemischen Daten erwartet.

3.2 Forschungsrahmenprogramm der EU

Im Zusammenhang mit dem 5. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Union (EU) wurde die Verfügbarkeit und Zweckmässigkeit von verschiedenen alternativen Indikatoren für die Bewertung des Systemverhaltens und die Langzeitsicherheit von geologischen Tiefenlagern im Rahmen des Projekts SPIN (*Testing of Safety and Performance Indicators*) untersucht. Das europäische Projektteam bestehend aus acht Organisationen aus sieben Ländern (darunter der Nagra) hat unter der Leitung der Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH eine Reihe von Indikatoren identifiziert und anhand einer Re-Evaluation bestehender Sicherheitsanalysen für geologische Tiefenlager in kristallinen Gesteinsformationen ausgewertet [5].

Identifiziert wurden die untersuchten Sicherheitsindikatoren (*Safety indicators*) in erster Linie aufgrund ihrer Verfügbarkeit in der Literatur, die Indikatoren zum Verhalten einzelner Systemkomponenten (*Performance indicators*) hingegen mit einem systematischen Ansatz auf der Basis der im Abschn. 2.1 erwähnten Sicherheitsfunktionen. Die Indikatoren wurden hinsichtlich einer Reihe von qualitativen Kriterien (Anwendbarkeit und Möglichkeit der modellmässigen Umsetzung, Verfügbarkeit von Referenzwerten, Verständlichkeit usw.) miteinander verglichen und bewertet. Obwohl sich die Analyse auf kristalline Gesteine beschränkte, dürften die Schlussfolgerungen ebenfalls auf andere Wirtgesteinstypen übertragbar sein.

Wegen ihrer gesetzlichen Verankerung in den meisten europäischen Ländern wurde die effektive Dosisrate als grundsätzliche Bewertungsgrösse in die Untersuchung einbezogen. Zwei komplementäre Sicherheitsindikatoren zeigten signifikante Vorteile und wurden für sicherheitstechnische Betrachtungen zusätzlich zur Dosisrate als empfehlenswert beurteilt.

Aufgrund der mit längerem Betrachtungsintervall zunehmender Ungewissheit über die Entwicklung der Biosphäre (und der entsprechenden Expositionspfade) empfiehlt die Studie die Verwendung folgender Beurteilungsgrössen:

- Effektive Dosisrate für frühe Zeiträume bis einige tausend Jahre;
- Radiotoxizitätskonzentration im Trinkwasser (Grundwasser bzw. Oberflächengewässer der betrachteten Biosphäre) für mittlere Zeiträume von einigen tausend bis einigen zehntausend Jahren;
- Radiotoxizitätsfluss aus der Geosphäre für späte Zeiträume ab einigen zehntausend Jahren.

Die berechneten Radiotoxizitätswerte wurden mit entsprechend abgeleiteten Referenzwerten für natürliche Radiotoxizitätskonzentrationen und –flüsse verglichen unter der Annahme, dass die Natur als radiologisch „sicher" betrachtet werden darf.

Die Studie empfiehlt ferner die Verwendung einer Reihe von *Performance indicators,* um die Sicherheitsfunktionen (physikalischer Einschluss, begrenzte und verzögerte Freisetzung, Dispersion der Radionuklide) der verschiedenen Komponenten des Endlagersystems aufzuzeigen. Beispiele solcher *Performance indicators* sind:

- Inventare in den Kompartimenten des Mehrfach-Barrierensystems; zeigen wo sich die Radionuklide zu einem bestimmten Zeitpunkt aufhalten
- Flüsse aus spezifischen Kompartimenten; zeigen die abnehmende Freisetzung aus sukzessiven Kompartimenten
- Zeitintegrierte Flüsse aus Kompartimenten; zeigen den Einfluss des radioaktiven Zerfalls während des verzögerten Transports
- Konzentrationen in Kompartimenten; zeigen die Konzentrationsabnahme aufgrund von Verdünnung, Dispersion und radioaktivem Zerfall in sukzessiven Kompartimenten
- Transportzeiten durch spezifische Kompartimente; zeigen die Bedeutung der Transportzeit für spezifischer Radionuklide durch den Vergleich mit deren Halbwertszeit.

Für Untersuchungen, welche das Gesamtspektrum der Radionuklide betreffen, hat die Verwendung von *Performance indicators* auf der Basis der Radiotoxizität gewisse Vorteile (Summation über die Radionuklide ist machbar); für Analysen des Transportverhaltens einzelner Radionuklide sind indessen Indikatoren basierend auf der Aktivität angemessen.

4. Schlussfolgerungen

Wegen der Verankerung von radiologischen Schutzzielen in der Gesetzgebung der meisten Länder stellt die Dosisrate (bzw. das zugehörige Risiko) heute das zentrale Element für die Beurteilung der Langzeitsicherheit eines geologischen Tiefenlagers dar.

Komplementäre Indikatoren auf der Basis der Aktivität und Radiotoxizität (beispielsweise in Form von Konzentrationen oder Flüssen) stellen eine sinnvolle Ergänzung des Instrumentariums für den Aufbau eines umfassenden Verständnisses für das Einschlussvermögen und die Rückhaltewirkung einzelner Systemkomponenten (und des Gesamtsystems) sowie zur Beurteilung der Langzeitsicherheit eines Endlagers dar. Im Gegensatz zur konventionellen Strahlendosis sind komplementäre Indikatoren entkoppelt von der für sehr lange Zeiträume nur beschränkt prognostizierbaren Entwicklung der obertägigen Umweltbedingungen und des

menschlichen Verhaltens. Eine Abstimmung der Indikatoren für die Beurteilung der Gesamtsicherheit des Endlagersystems auf die zu betrachtenden Zeiträumen wurde wiederholt empfohlen. Ferner sind die meisten der komplementären Indikatoren für die breite Öffentlichkeit besser verständlich und leichter kommunizierbar als abstrakte Grössen wie „Dosis“ oder „Risiko“.

Vergleichs- oder Referenzwerte für komplementäre (Sicherheits-) Indikatoren sind heute zum Teil nur beschränkt verfügbar. Die entsprechende Datenbasis befindet sich aber in einem stetigen Aufbau.

5. Literaturverzeichnis

[1] Project Opalinus Clay: Safety report. Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate level waste (Entsorgungsnachweis). Nagra Technical Report NTB 02-05, Wettingen, 2002.

[2] Richtlinie für schweizerische Kernanlagen HSK/KSA R-21: Schutzziele für die Endlagerung radioaktiver Abfälle. Hauptabteilung für die Sicherheit von Kernanlagen (HSK) und Eidg. Kommission für die Sicherheit von Kernanlagen (KSA), Villigen, 1993.

[3] IAEA International Atomic Energy Agency: Safety Indicators in Different Time Frames for the Safety Assessment of Underground Radioactive Waste Repositories, IAEA TECDOC 767, Vienna, 1994.

[4] IAEA International Atomic Energy Agency: Safety Indicators for the Safety Assessment of Radioactive Waste Disposal, IAEA TECDOC 1372, Vienna, 2003.

[5] EC European Commission, 5th Framework Programme (EURATOM): Testing of Safety and Performance Indicators (SPIN), EUR 19965 EN, Brussels, 2003.

ASPEKTE DES STRAHLENSCHUTZES IN FORSCHUNGS- UND ENTWICKLUNGSARBEITEN DER NAGRA; BEISPIELE AUS ARBEITEN IN DEN FELSLABORATORIEN GRIMSEL UND MONT TERRI

RADIATION PROTECTION ASPECTS IN RESEARCH AND DEVELOPMENT STUDIES OF NAGRA; EXAMPLES FROM STUDIES IN THE ROCK LABORATORIES GRIMSEL AND MONT TERRI

F. van Dorp, C. Biggin, W. Kickmaier

Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, Wettingen, Schweiz

Zusammenfassung *- Seit gut 20 Jahren betreibt die Nagra ein Forschungslaboratorium in kristallinen Gesteinen (Felslabor Grimsel, FLG) und ist seit 1990 massgeblich am Projekt Mont Terri (Opalinuston) beteiligt. Seit 1986 sind Projekte mit Radiotracern ein Schwerpunkt der Arbeiten im FLG. Hierzu wird, angepasst an die Art und Menge der radioaktiven Tracer, eine kontrollierte Zone(Type C oder B) im FLG eingerichtet, die es erlaubt in-situ Versuche auch mit Aktiniden durchzuführen. Im Mont Terri werden seit 1998 Experimente mit Radiotracern durchgeführt. Ziel der Untersuchungen ist es, die für die Sicherheitsbeurteilung eines Lagers für radioaktive Abfälle relevanten Prozesse des Radionuklidtransportes in der Geosphäre zu identifizieren, besser zu verstehen und die entsprechenden Modelle zu prüfen. Neben einem allgemeinen Überblick zu den R&D Arbeiten mit Radiotracern im FLG und Mont Terri befasst sich der Beitrag mit den für die Arbeiten in Untertagelaboratorien spezifischen Aspekten des Strahlenschutzes, der Bewilligungsverfahren, bzw. der vor Ort nötigen Massnahmen und der Qualitätssicherung.*

Summary *– For more than 20 years, Nagra has been running an underground research laboratory in crystalline rocks (Grimsel Test Site, GTS) and is a major participant in the Project Mont Terri (Opalinus Clay). Since 1986, experiments with radioactive tracers have been a key focus in the GTS. Depending on the amount and type of the radionuclides, a controlled zone Type C or B is installed, which allows also the use of actinides. At Mont Terri, experiments with radioactive tracers have been carried out since 1998. The aim of these experiments is to identify the radionuclide transport processes which are relevant for the safety of a radioactive waste repository, to improve the understanding of these processes and to test the transport models. After a generic overview of the R&D work with radioactive tracers in GTS and Mont Terri, the radiation protection aspects, licensing, the on-site measures and quality management are described.*

Schlüsselwörter *– Radioaktive Abfälle, Strahlenschutz, Felslaboratorien, Experimente*

Keywords *– Radioactive waste, radiation protection, underground rock laboratories (URL) experiments*

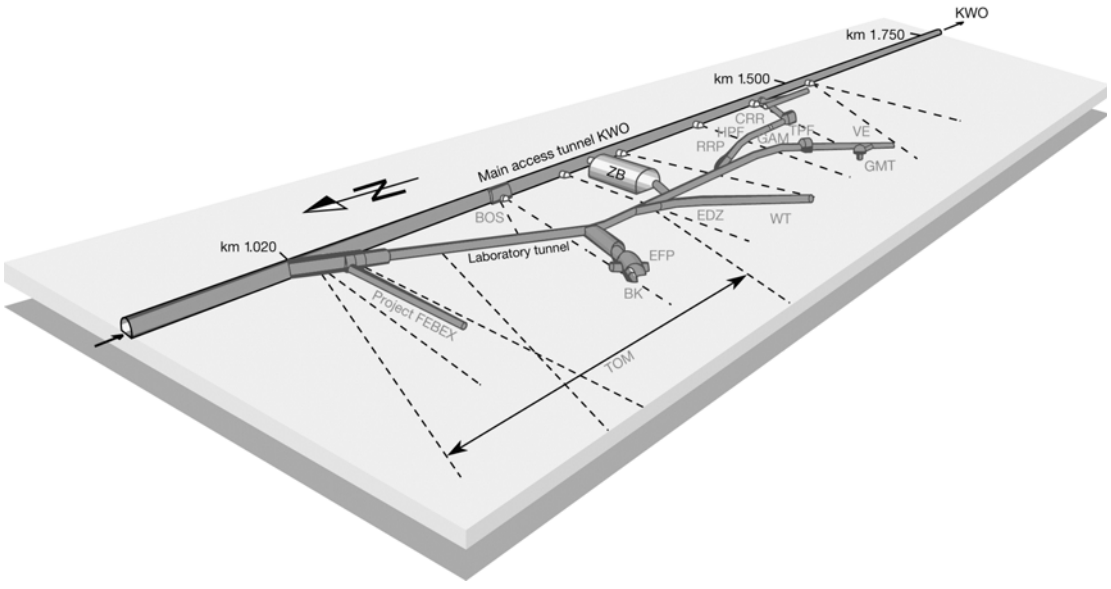
1. Einleitung

Dieser Beitrag gibt eine kurze Übersicht über die Untersuchungsprogramme in den Felslaboratorien Grimsel und Mont Terri, und deren Zielsetzungen. An beiden Standorten werden ausschliesslich Forschungs- und Entwicklungsprogramme durchgeführt, d.h. es werden keine Abfälle eingelagert. Weitere Informationen sind im Internet zu finden [1]. In einigen dieser Untersuchungen werden Radionuklide eingesetzt. Hauptthema dieses Beitrages ist der Strahlenschutz bei Radiotracer-Experimenten.

2. Grimsel

Seit 1983 führt die Nagra das Felslabor Grimsel im kristallinen Gestein Untersuchungen durch (Figur 1). In den ersten Jahren war das Ziel, die geologischen Randbedingungen zu verstehen sowie Kenntnisse und Erfahrung zur Durchführung von Untertageversuchen aufzubauen. Im Laufe der Jahre entwickelten die Nagra und ihre Partner zuverlässige Methoden und Instrumente für Untertageuntersuchungen. Die Projekte richteten sich zunehmend auf die Fragestellungen der Sicherheitsanalyse aus. In den neunziger Jahren wurden Untersuchungen von Lagerkonzepten im Massstab 1:1 durchgeführt. Die Ziele des heutigen Programmes sind: weitere Untersuchung der Wirksamkeit der geologischen Barrieren, Entwicklung und Optimierung von Konzepten für die Einlagerung, Studien zur Überwachung der eingelagerten Abfälle sowie der Rückholbarkeit.

Neunzehn Organisationen aus Frankreich, Deutschland, Japan, Finnland, Spanien, Schweden, der Schweiz, Taiwan, Tschechien, und den USA sowie Universitäten, Institute und private Unternehmungen nehmen teil. Finanzielle Beiträge kommen auch von der Europäischen Union und dem Schweizerischen Staatssekretariat für Bildung und Forschung.

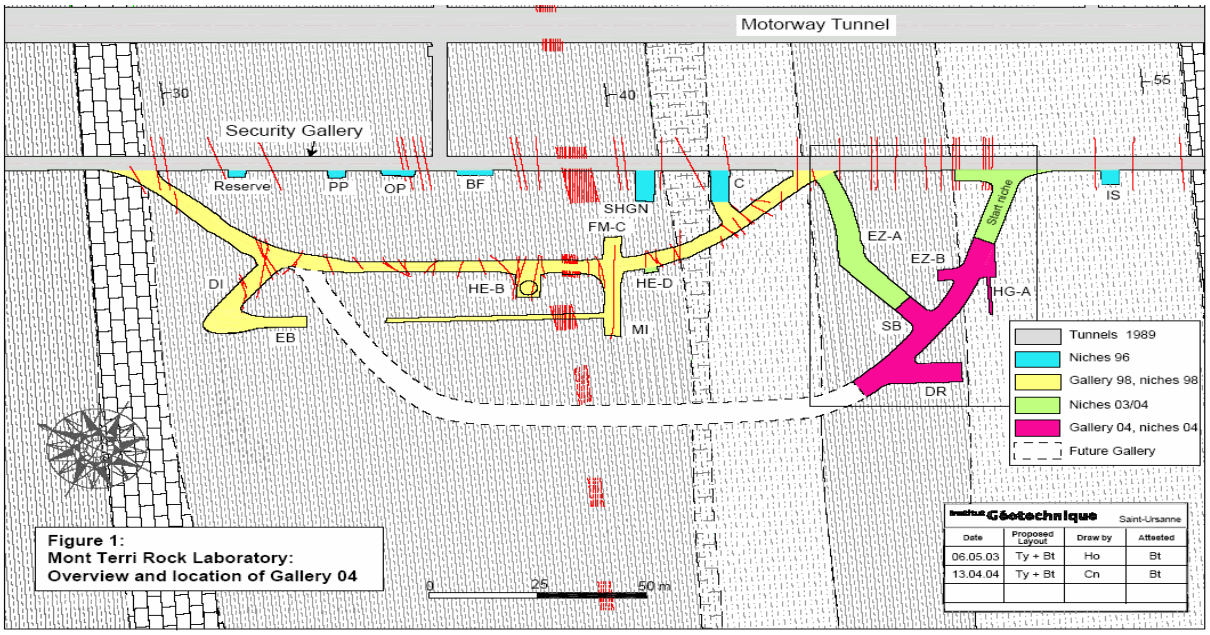


Figur 1: Schematische Darstellung des Stollensystems im Felslabor Grimsel

3. Mont Terri

Im Felslabor Mont Terri (Figur 2) werden seit 1996 Experimente mit dem Ziel durchgeführt, die geologischen, hydrologischen, geochemischen und felsmechanischen Eigenschaften des Opalinustones zu erforschen. Die Resultate dieser Experimente geben Aufschluss darüber, ob radioaktive Abfälle sicher in einem geologischen Tiefenlager in einer Tonformation gelagert werden können. Ziele der Experimente sind: 1) Erarbeitung und Abklärung von neuen Techniken und Methoden, 2) Charakterisierung einer Tonformation (Opalinuston), 3) Untersuchung der Stabilität von neu erstellten Galerien und die Charakterisierung von deren Auflockerungszone und 4) Demonstration, dass bestimmte Techniken machbar sind.

Projektpartner kommen aus der Schweiz, Belgien, Frankreich, Deutschland, Japan und Spanien. Eigentümerin der Anlagen ist die „République et Canton du Jura“. Die Direktion des Projektes liegt beim Schweizerischen Bundesamt für Wasser und Geologie. Einige Projekte werden mitfinanziert durch die Europäischen Union und das Schweizerische Staatssekretariat für Bildung und Forschung.



Figur 2: Schematische Darstellung des Stollensystems in Mont Terri

4. Strahlenschutz, Bewilligungsverfahren

Das Ziel des Strahlenschutzes ist der Schutz von Bevölkerung und Umwelt sowie des Personals, welches in den Felslaboratorien arbeitet. Weil die Aktivität der in den Experimenten verwendeten Radionuklide gering ist und die Freisetzungspfade in die für die Bevölkerung zugängliche Umwelt lang sind, ist der Schutz von Bevölkerung und Umwelt relativ einfach gewährleistet. Hauptaufgabe des Strahlenschutzes ist deswegen der Schutz des Personals.

Das Personal muss während des Experimentes gegen externe Strahlung und Inkorporation geschützt werden: externe Strahlung vor allem von Gamma- and Beta-Emitter, Inkorporation vor allem von Beta- und Alpha-Emitter. Wie üblich, sind die wichtigsten Schutzmassnahmen gegen Dosen durch externe Strahlung: Beschränkung der Expositionszeit, Einhalten eines Mindestabstandes zu den radioaktiven Materialien und Abschirmung. Um Dosen durch

Inkorporation (Ingestion und Inhalation) zu verhindern, ist es wichtig, Kontamination von Personen, Geräten und Oberflächen zu verhindern oder zumindest einzuschränken.

Die vorher genannten Ziele sind in der schweizerischen Gesetzgebung (Strahlenschutzgesetz, Strahlenschutzverordnung sowie verschiedenen Richtlinien) [2&3] festgehalten und quantifiziert. Insbesondere ist definiert, wann Materialien gemäss Gesetz radioaktiv sind (Freigrenze in der Strahlenschutzverordnung), ab welcher Menge Radioaktivität eine Bewilligung nötig ist, welche Typen von Laboratorien verlangt werden usw. Gemäss der schweizerischen Gesetzgebung werden die Arbeiten in Felslaboratorien als „vorbereitende Handlungen“ für die Endlagerung radioaktiver Abfällen betrachtet. Deswegen ist die Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlangen (HSK) die Bewilligungsbehörde für Experimente mit radioaktiven Stoffen.

Die meisten Feldexperimente in den Untertagelabors sehen die kontrollierte Injektion von Radionukliden in die Geosphere vor. Je nach Versuchskonzept, Zielsetzungen und gewählten Standort sind die Strahlenschutzkonzepte unterschiedlich auszulegen. Daher sind im Gegensatz zu den klassischen Radiochemielabors für jeden einzelnen Versuch separate Bewilligungen einzuholen.

Ein Gesuch für die Durchführung eines Experimentes mit Radionukliden muss folgende Themen behandeln: 1) Zielsetzung des Experimentes, 2) Rechtfertigung der Verwendung von Radionukliden, 3) Beschreibung des Experimentes, 4) welche Menge an Radionukliden wann und wie eingesetzt werden, 5) welche Strahlenschutzmassnahmen geplant und wie diese optimiert sind, 6) Transporte von Radionukliden, 5) welche radioaktiven Abfälle erwartet und wie diese behandelt werden, 6) welche Unfälle berücksichtigt werden, 7) eine geschätzte Bilanzierung der eingesetzten Radionuklide (wie viel wird eingesetzt, wird injiziert, wird extrahiert, ist als Abfall zu entsorgen, wird an Geräten sorbiert, wird beim Überbohren entfernt, und wieviel bleibt am Schluss des Experimentes im Fels) und 8) Qualitätssicherung (Qualitäts-Management-Plan, Logbuch). Ein wichtiges Ziel der Bilanzierung ist, eine möglichst genaue Abschätzung der Aktivität, welche am Schluss im Fels verbleiben wird. Diese gibt einen Hinweis darauf, ob und unter welche Bedingungen später an gleicher Stelle weitere Experimente möglich sind. Nach Ablauf des Experimentes ist die Bilanzierung neu zu erstellen. Die Resultate sowie die Erfahrungen (Fehler, Unvorhergesehenes, usw.) sind in einem Schlussbericht der Bewilligungsbehörde vorzulegen.

Bei Experimenten mit Radionukliden in Felslaboratorien ist zu berücksichtigen, dass der Fels höhere Konzentrationen natürlicher Radionukliden enthalten kann. Im Felslabor Grimsel hat das Folgen für die Lagerung von persönlichen Dosimetern: nicht verwendete und im Felslabor gelagerte Dosimeter können höhere Dosen registrieren als jene, welche beim Experiment getragen werden. Weiter kann es durch die Variabilität des natürlichen Untergrundes schwierig sein festzustellen, ob die Erhöhung der Zählrate von einer Kontamination stammt oder natürlich ist. Oft zeigen die Kontaminationsmessgeräte auch ohne Einsatz von Radionukliden bereits Werte, welche oberhalb der Grenze für Oberflächenkontamination liegen. Wenn die Alpha-Aktivität der Atemluft überwacht werden muss, können bei Bohr- und Sägearbeiten freigesetztes Radon und dessen Zerfallsprodukte stören.

5. Experimente

Radionuklide werden hauptsächlich eingesetzt, um deren Transportverhalten zu studieren. Im kristallinen Gestein werden advektiver und diffusiver Transport untersucht sowie die Mechanismen von Matrixdiffusion. Matrixdiffusion ist das diffusive Eindringen von Radionukliden in das neben den Wasserfliesswegen liegende Gestein, welches nicht durchströmt wird. Im Felslabor Grimsel wird meistens der Transport von Radionukliden zwischen einem Injektionsbohrloch und einem Extraktionsbohrloch untersucht (siehe Beispiel in Figur 3). Im Tongestein ist der wichtigste Transportmechanismus von Radionukliden die Diffusion. Im Mont Terri wird vor allem die Diffusion aus einem Bohrloch untersucht (siehe Beispiel in Figur 4). In beiden Felslaboratorien wird das Gestein in einem Teil der Experimente zwischen und um die Bohrlöcher in Gesteinskernen mit grossem Durchmesser herausgebohrt (Überbohren).

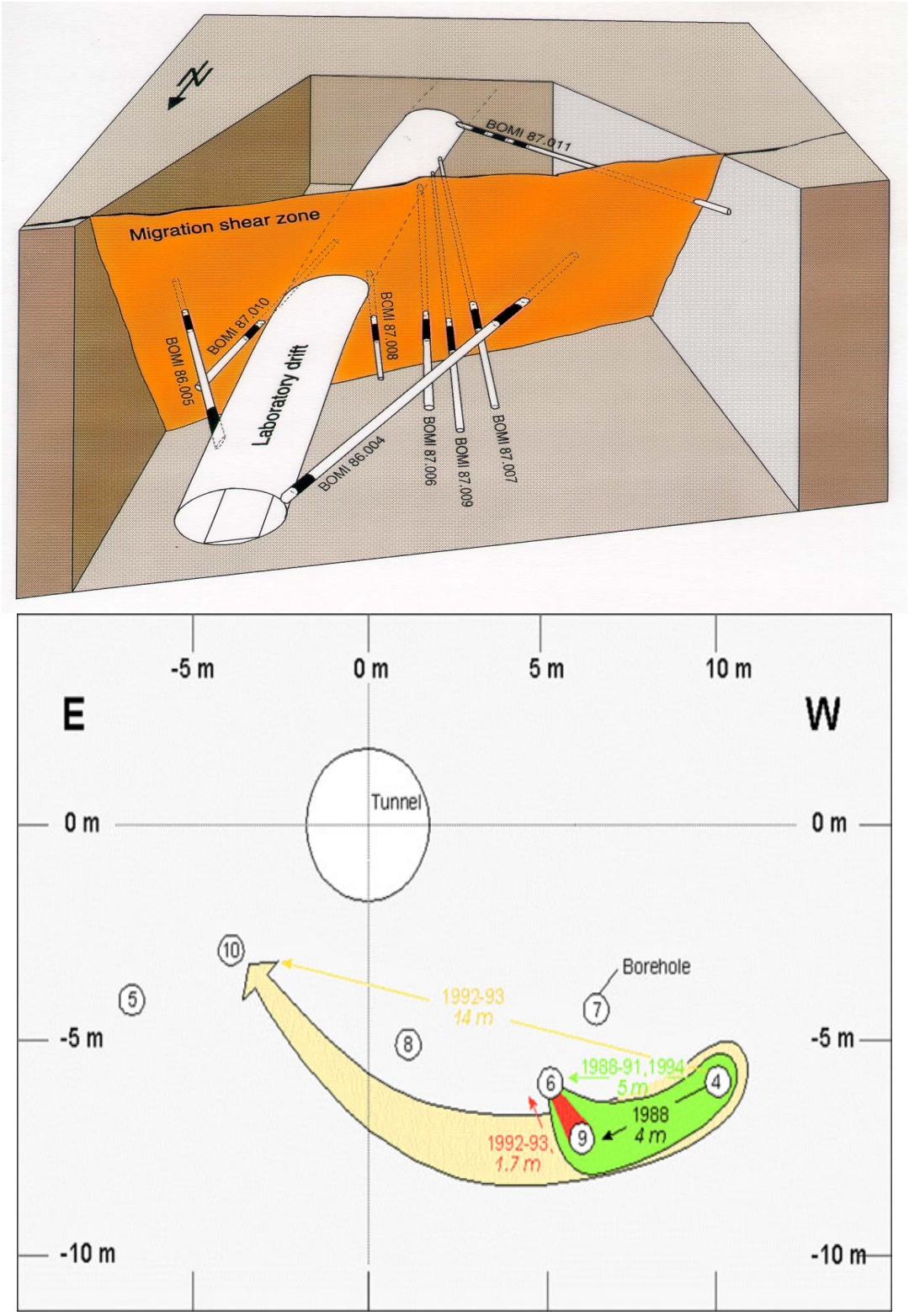
Radionuklide werden eingesetzt, weil diese in sehr niedrigen Konzentrationen, wie sie bei einer möglichen Freisetzung aus einem geologischen Tiefenlager erwartet werden können, messbar sind. Auch wird durch die niedrige Konzentration die Chemie des Grundwassers nicht verändert. Es werden zuerst Experimente mit „einfachen“ Radionukliden durchgeführt, welche nicht sorbieren, wie Tritium und Isotopen von Brom oder Jod. Es folgen Experimente mit leicht sorbierenden Nukliden wie Isotopen von Natrium, Caesium und Strontium. Als letzte Stufe werden Experimente mit stark sorbierenden Nukliden wie Isotopen von Kobalt, Europium und den Aktiniden durchgeführt.

Einerseits wird das Transportverhalten in der Geosphäre unter „ungestörten“ Bedingungen untersucht, anderseits der Einfluss von Kolloiden oder chemische Veränderungen auf das Transportverhalten (Einflüsse der Lagereinbauten und Abfälle). Chemische Veränderungen werden z.B. dort erwartet, wo Wasser zuerst Zement von Abfällen und Konstruktionsmaterialien und dann das Gestein durchströmt (pH-Fahne).

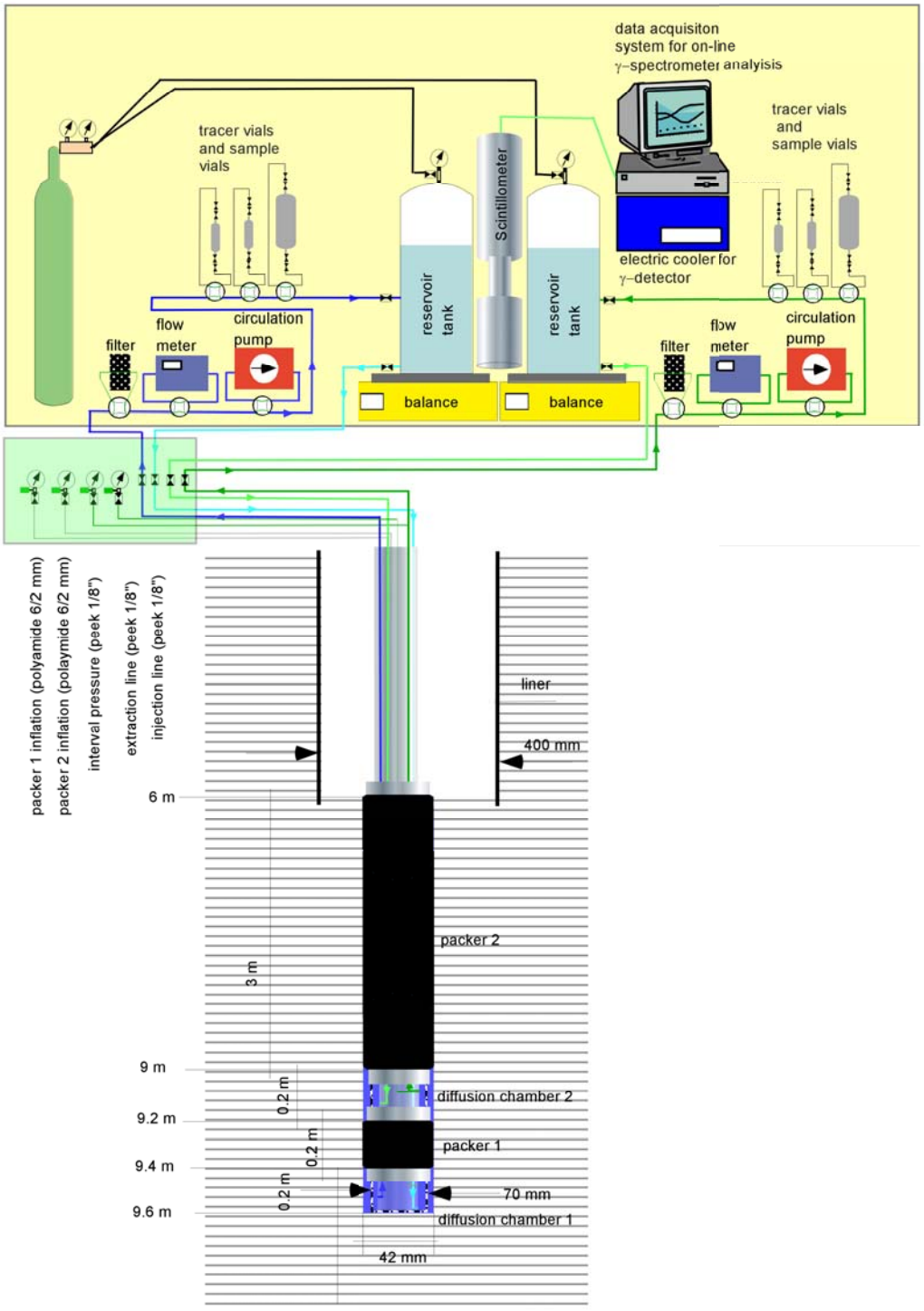
Gemessen werden die Radionuklide entweder in Proben, welche regelmässig genommen werden, oder „on-line“, falls Gamma-Emitter eingesetzt werden.

Im **Felslabor Grimsel** wurden eine Serie kleinere und drei grosse Experimente mit Radionukliden in einer kontrollierten Zone durchgeführt (Beispiele in [4 bis 6]). Die folgenden Nuklide wurden eingesetzt ^{3}H, ^{4}He, ^{14}C, ^{22}Na, ^{24}Na, ^{58}Co, ^{60}Co, ^{75}Se, ^{82}Br, ^{85}Sr, ^{86}Rb, ^{99m}Tc, ^{99}Tc, ^{113}Sn, ^{123}I, ^{131}I, ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{232}Th, ^{233}U, ^{234}U, ^{235}U, ^{238}U, ^{237}Np, ^{238}Pu, ^{242}Pu, ^{244}Pu, ^{241}Am und ^{243}Am. Die Menge der Radionuklide entsprach meistens einem Laboratorium des Typs C (bis 100 Mal die Bewilligungsgrenze). In diesem Fall gibt es eine Eingangskontrolle, eine Verpflichtung zum Tragen von Labormänteln und Personendosimeter sowie Überwachung der örtlichen Dosisleistung und der Oberflächenkontamination. Ein Experiment war vom Typ B (zwischen 100 und 10'000 Mal die Bewilligungsgrenze). In diesem Fall waren das Tragen weiterer Schutzkleidung sowie die Überwachung der Alpha-Aktivität der Luft nötig.

Im **Felslabor Mont Terri** wurden vier Experimente mit den Radionukliden ^{3}H, ^{22}Na, ^{60}Co und ^{85}Sr durchgeführt (Beispiel in [7]). Die Menge der Radionuklide war bis jetzt so niedrig, dass keine Bewilligung nötig war. Bei den bis jetzt durchgeführten Experimenten lagen die Aktivitäten bei Beginn der Experimente über der Freigrenze und es wurde eine kontrollierte Zone eingerichtet. Nach dem Einbringen der Aktivität wurde diese so weit verdünnt, dass die resultierenden Konzentrationen unter der Freigrenze lagen und die Experimente weiter ohne Strahlenschutzmassnahmen durchgeführt werden konnten.



Figur 3: Transport von Radionukliden in Dipol-Tests



Figur 4: Diffusion von Radionukliden in einem Bohrloch in Mont Terri

6. Schlussfolgerungen

Viele Felslaboratorien können die Anforderungen für ein radiochemisches Labor nicht erfüllen. Trotzdem können in der Schweiz, in enger Zusammenarbeit mit den Bewilligungsbehörden, Experimente mit radioaktiven Tracern durchgeführt werden. Es gibt keine generelle Bewilligung; für jedes Experiment ist ein separates Bewilligungsgesuch nötig. Jedes Experiment wird einzeln bewilligt, wenn es die Anforderungen der Strahlenschutzverordnung und der Behörden erfüllt. Dies ermöglicht flexible und auf jedes Experiment optimal angepasste Strahlenschutzmassnahmen. Die Experimente liefern einen wertvollen Beitrag zur Beurteilung der Barrierenwirkung der Geosphäre und fliesen direkt in die Sicherheitsanalysen ein.

7. Literaturverzeichnis

[1] Weitere Informationen zum Untersuchungsprogramm finden sich unter www.grimsel.com und www.mont-terri.ch.

[2] Schweizerisches Strahlenschutzgesetz vom 22. März 1991 (StSG), (Stand am 28. Januar 2003), SR 814.50. Eidgenössische Druck- und Materialzentrale, Bern, 2003.

[3] Schweizerische Strahlenschutzverordnung vom 22. Juni 1994 (StSV), Stand am 28. Dezember 2001. SR 814.501. Eidgenössische Druck- und Materialzentrale, Bern, 2001.

[4] W. R. Alexander and W. Kickmaier (2000). Radionuclide retardation in water conducting systems – lessons learned in the research programme in the Grimsel Test Site/ Radionuklidretardation in wasserführenden Systemen – Erfahrungen aus den Untersuchungsprogrammen im Felslabor Grimsel. Proceedings of the Conference on "Sanierung der Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus (Chancen und Grenzen der geochemischen und Transport-Modellierung bei der Verwahrung von Uranbergwerken und bei der Endlagerung radioaktiver Abfälle)", 5th Workshop (18 - 18 May, 2000), Dresden, Germany.

[5] W. R. Alexander, P. A. Smith and I. G. McKinley (2002a). Modelling radionuclide transport in the geological environment: a case study from the field of radioactive waste disposal. Ch.5 in E. M. Scott (ed), Modelling Radioactivity in the Environment, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands (in press).

[6] U. Frick, W. R. Alexander et al., (1992). The radionuclide migration experiment-overview of investigations 1985-1990. Nagra Technical Report series NTB 91-04, Nagra, Wettingen, Switzerland.

[7] Palut J.-M.; Montarnal Ph.; Gautschi A.; Tevissen E.; Mouche E.: Characterisation of HTO diffusion properties by an in situ tracer experiment in Opalinus clay at Mont Terri. Migration '01: Eighth international conference on chemistry and migration behaviour of actinides and fission products in the geosphere: Bregenz, September 16-21, 2001: Special Issue of the Journal of Contaminant Hydrology 61(2003), Friend E.O. (ed.), Amsterdam: Elsevier, 2003, S. 203-218.

BEHANDLUNG UND ENTSORGUNG DER BEI DER STILLLEGUNG UND DEM RÜCKBAU DES FORSCHUNGS- UND MEßREAKTORS BRAUNSCHWEIG ANGEFALLENEN RADIOAKTIVEN ABFÄLLE

Ulrike Oberpottkamp, Rolf Simmer

Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Deutschland

Zusammenfassung *— Im Jahre 1996 beschloss die PTB, den FMRB stillzulegen und die aktivierten und kontaminierten Anlagenteile abzubauen. Der Rückbau wurde in den Jahren 2001 bis 2003 durchgeführt. Die radioaktiven Abfälle wurden endlagergerecht konditioniert und in 2004, die letzten im Mai 2005, in ein PTB-internes Zwischenlager eingelagert.*

Summary *In 1996, the PTB decided to decommission the FMRB and to dismantle the activated and contaminated components. The dismantling was carried out from 2001 to 2003. The radioactive waste was conditioned in a way suitable for disposal and deposited in 2004 and, for the last time, in May 2005 in the PTB-internal interim storage facility.*

Schlüsselwörter *— Forschungsreaktor, Stilllegung, Radioaktive Abfälle, Konditionierung, Zwischenlagerung*
Keywords *— research reactor, decommission, radioactive waste, conditioning, interim storage*

1. Einleitung

Der Forschungs- und Meßreaktor Braunschweig (FMRB) der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt (PTB) war ein Schwimmbadreaktor mit einer thermischen Leistung von 1 MW. Seine Inbetriebnahme erfolgte am 03.10.1967. Im Dezember 1995 wurde der Reaktor außer Betrieb genommen und im Jahre 1996 folgte die Entscheidung, die Anlage endgültig stillzulegen und die kontaminierten und aktivierten Anlagenteile des FMRB abzubauen. Die zu diesem Zeitpunkt noch in der Anlage vorhandenen Brennelemente wurden noch im selben Jahr im Rahmen der „Nichtverbreitungspolitik“ in die USA zurückgeführt. Bis zum Jahr 1990 im Reaktor abgebrannte Brennelemente waren schon 1992 nach Dounreay/Schottland zur Wiederaufarbeitung transportiert worden.
Der Rückbau der Anlage FMRB wurde von April 2001 bis April 2003 durchgeführt. Anschließend erfolgten bis April 2005 die Freimessungen der Gebäude und zu einem großen Teil die Entlassung von Anlagenbereichen aus dem Geltungsbereich des Atomgesetzes. Die beim Rückbau des FMRB angefallenen radioaktiven Abfälle wurden endlagergerecht konditioniert und in ein eigens dafür eingerichtetes Zwischenlager in der PTB eingelagert.

2. Rückbau des FMRB

Mit dem Rückbau des FMRB wurde unmittelbar nach der Erteilung der Genehmigung zur Stilllegung und zum Abbau von Anlagenteilen des Forschungs- und Meßreaktors Braunschweig (FMRB) [1] im Jahre 2001 begonnen.

Ziel des Rückbaus war, die aktivierten und kontaminierten Teile aus dem FMRB zu entfernen, um anschließend die Entlassung der Anlage FMRB aus dem Geltungsbereich des § 7 AtG zur konventionellen Nachnutzung durch die PTB zu erreichen. Verbleiben musste ein Zwischenlager für die im FMRB angefallenen radioaktiven Abfälle, da ein Endlager derzeit nicht zur Verfügung steht.
Der Abbau der Teile erfolgte nach detaillierten, durch die Genehmigungsbehörde geprüften und freigegebenen Anweisungen. Jede Maßnahme wurde durch einen Sachverständigen vor Ort eng begleitet. Die als radioaktiver Abfall angefallenen Teile stammen im Wesentlichen aus

- Anlagenteilen, die sich oberhalb des Wasserspiegels im Reaktorbecken befanden,
- Unterwassersystemen und Komponenten des Reaktorkerns,
- der Thermischen Säule und den Strahlrohren im Reaktorkörper,
- sonstigen aktivierten Bereichen des Reaktortanks und des Biologischen Schildes,
- kontaminierten Systemen des Reaktorgebäudes und des Maschinenhauses,
- dem Teilabbau des Stopfenlagers,
- Experimentiereinrichtungen und Betriebsreststoffen.

Der Abbau der im Reaktorbecken eingebauten Anlagenteile erfolgte zweistufig durch Trockenabbau der bei abgesenktem Wasserspiegel freistehenden Komponenten (z.B. Wärmetauscher, Teile des Sekundärkühlkreises) und dem Unterwasserabbau der stark aktivierten kernnahen Komponenten (z.B. Gitterplatte, Primärkühlsystem, Strahlrohrköpfe, Tragsäulen) mit Spezialwerkzeugen.
Da nach Entfernen aller Beckeneinbauten und des Beckenwassers der vorgesehene Abbau des Biologischen Schildes mit den darin befindlichen Strahlrohren von innen nach außen wegen zu hoher Dosisleistung am Arbeitsort nicht erfolgen konnte, wurden zuerst durch Kernbohrungen von außen nach innen die höher aktivierten Strahlrohre und deren unmittelbare Betonumgebung entfernt.
Der weitere Abbau des aus Barytbeton gefertigten Biologischen Schildes erfolgte „konturnah“, d.h. nur die aktivierten Bereiche des Bioschildes wurden entfernt (Abb. 1). Hierzu wurden die Grenzen der zu entfernenden Bereiche (Abbaugrenzen), gestützt auf vorlaufende Probebohrungen, anhand eines einfachen Modells berechnet. Der Rückbau erfolgte dann zunächst bis zur berechneten Kontur der Abbaugrenzen.

Abb. 1: Reaktorkörper des FMRB vor und nach dem konturnahen Rückbau

Durch die abbaubegleitende Probennahme wurde an der erreichten Abbaukontur festgestellt, dass die realen Abbaugrenzen aufgrund der komplexen Geometrie des Neutronenfeldes (zweigeteilter und unsymetrisch betriebener Reaktorkern, Strahlrohre und Thermische Säule) durch das Modell nicht vollständig erfasst wurden. In den Bereichen der Strahlrohre wurde eine Aktivierung in der Tragkonstruktion der Strahlrohre festgestellt, die besonders weit über die durch Auswertung der vorlaufenden Probenahme bestimmten Abbaugrenzen hinaus ging. Der im Beton eingebettete Bewehrungsstahl erwies sich als bis zu 10-fach höher aktiviert als der Beton in unmittelbarer Umgebung des Stahls. Daher musste der Biologische Schild in Bereichen, in denen der Beton bereits uneingeschränkt freigebbar war, weiter abgebaut werden, bis die abbaubegleitend genommenen Proben eine sichere Unterschreitung der Freigabewerte anzeigten.
Die genannten Befunde führten zu einer erheblichen Verlängerung der ursprünglich geplanten Rückbauzeit. Die Rückbaumaßnahmen wurden im April 2003 abgeschlossen. Geringere Mengen aktivierter oder kontaminierter Materialien wurden im Zuge der der Rückbauphase folgenden und bis April 2005 fortdauernden Freimessungen identifiziert, entfernt und konditioniert.

3. Abgebaute Massen und konditionierte Abfallgebinde

Die bei der Stilllegung und beim Rückbau des FMRB angefallenen radioaktiven Abfälle wurden entsprechend gutachtlich geprüfter und von der Genehmigungsbehörde zugestimmter Unterlagen sowie nach zwischen der Genehmigungsbehörde und dem Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) abgestimmten Ablaufplänen zwischen- und endlagerfähig konditioniert.
Die aus- bzw. abgebauten Anlagenteile wurden, soweit möglich, am Abbauort mit geeigneten Werkzeugen in verpackungs- bzw. transportgerechte Teile zerlegt und, sofern erforderlich, in Zerlegezelten nachzerlegt. Die Reststoffe wurden im Hinblick auf die vorgesehenen Behandlungs- und Konditionierungsverfahren erfasst (u.a. Aktivitäts- und Kontaminationsmessungen), getrennt gesammelt und in Chargen sortiert bereitgestellt. Die Einteilung der Reststoffe erfolgte in radioaktive Reststoffe und voraussichtlich freimessbare Reststoffe. Es wurde nach Stoffeigenschaften wie fest, flüssig, organisch, anorganisch, metallisch, nichtmetallisch unterschieden. Die wesentlichen angefallenen Materialien sind in Tabelle 1 angegeben.

Tab. 1: Angefallene, in Chargen sortierte Reststoffe beim Rückbau des FMRB.

Material	Abgebaute Massen [t]		
	Radioaktiver Abfall (Zwischenlagerung)	Reststoffe zur Beseitigung (Deponie)	Reststoffe zur uneingeschränkten Freigabe
Metall (Stahl / Alu / Blei)	55,1	11,2	161,4
Beton	88,1	55,6	168,8
Sonstiges	17,7	6,5	20,6
Gesamt	160,9	73,3	350,8

Die Konditionierung der radioaktiven Abfälle (u. a. Verpacken) wurde demontagebegleitend innerhalb der Anlage FMRB durchgeführt (Abb. 2). Dabei wurde nach einem festgelegten Ablaufplan verfahren. Die Verpackung der Abfälle erfolgte volumenoptimiert in 200- und 400 l-Fässern. Wenn möglich, wurde eine Fasspresse zur Verdichtung der Abfälle eingesetzt. Anfallende Schlämme wurden getrocknet.

Abb. 2: Abfallgebinde in der Experimentierhalle des FMRB

Zum Schutz gegen eine Beschädigung der Behälter bzw. der Behälteroberfläche durch scharfe Kanten und Spitzen der radioaktiven Abfälle wurde der Mantel der Fässer mit einer Fasseinlage aus Kunststoff, der Boden der Fässer mit einer passenden Gummimatte ausgelegt (Abb. 3).

Abb. 3: Fass mit Schutzmaßnahmen gegen Beschädigung der Oberfläche

Durch entsprechende Vorbehandlung der Abfälle bzw. Einbringen von Restwasserbindemittel (z.B. Zement) wurde gewährleistet, dass keine freien Flüssigkeiten in den Gebinden verbleiben. Zum Nachweis, dass keine für die Zwischen- oder Endlagerung unzulässige Gasbildung in den Gebinden stattfindet, wurden Gebinde mit repräsentativer Materialmischung Gasanalysen unterzogen. Die Deckel der Gebinde wurden mit für die Zwischenlagerung zugelassenen erprobten Belüftungsfiltern (Sintermetallfilter) ausgerüstet. Insgesamt wurden 509 Abfallgebinde konditioniert (s. Tab. 2).

Tab. 2: Konditionierte Abfallgebinde.

Gebindetyp	Anzahl	davon Anzahl Gebinde mit Umverpackung
200-l-Abfallfass	394	7 x Schwerbetonabschirmung SBA 200 2 x 580-l-Abfallfass mit Betonabschirmung
400-l-Abfallfass	115	
Gesamt	509	9

Für 9 Gebinde musste aufgrund der Dosisleistung zusätzlich eine Umverpackung mit Abschirmung eingesetzt werden.
Die angefallenen radioaktiven Abfälle wurden in zwei Einlagerungskampagnen (Anfang 2004 und im Mai 2005) in ein eigens für diesen Zweck in einem Teilbereich der ehemaligen Reaktoranlage eingerichtetes Zwischenlager eingelagert (Abb. 4.). Sie verbleiben dort bis zur Abgabe in ein Bundesendlager. Andere seinerzeit geprüfte Zwischenlagermöglichkeiten erwiesen sich als nicht wirtschaftlich bzw. nicht umsetzbar.
Das PTB-interne Zwischenlager wurde entsprechend den Sicherheitsanforderungen an die längerfristige Zwischenlagerung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle [2] ausgelegt. Der Betrieb des Zwischenlagers ist in einem "Zwischenlagerhandbuch" geregelt, welches sich inhaltlich und systematisch an der KTA 1201 [3] orientiert. In das Zwischenlager dürfen nur radioaktive Abfälle aus Betrieb, Stilllegung und Rückbau des FMRB eingelagert werden.

Abb. 4: Einlagerung in das Zwischenlager

4. Abfalldeklaration und -dokumentation

Die gesamte Abfalldeklaration wurde auf Erfüllung der Einlagerungsbedingungen ERAM [4] ausgerichtet, da, nach vorlaufender Abstimmung mit dem BfS, die ERAM-Bedingungen auch für die vorläufigen Endlagerungsbedingungen Konrad abdeckend sind. Die Deklaration sowie die Erstellung einer Abfallgebindedokumentation erwies sich als langwieriger Prozess, weil es für die FMRB-spezifischen Verhältnisse bundesweit keine Vorläufer gab.
Für die Aktivitätsbestimmung der Reststoffe wurde durch nuklidspezifische Analysen repräsentativer Proben 8 Nuklidvektoren für Aktivierung und 7 Nuklidvektoren für Kontamination ermittelt und durch die Genehmigungsbehörde freigegeben. Das Aktivitätsinventar eines Gebindes wurde dann unter Zugrundelegung dieser Nuklidvektoren entweder auf Basis der gemessenen Dosisleistung oder auf Basis gammaspektrometrischer Auswertungen von Proben bestimmt.
Die Forderung nach Deklaration aller in den ERAM-Bedingungen aufgeführten Nuklide, für die keine Unterschreitung des Wertes von 1 Bq pro Gebinde nachgewiesen werden konnte, konnte nur durch konservative Berechnungen erfüllt werden. Ein durch die Korrelationen in die Deklaration eingebrachter Anteil alpha-emittierender Nuklide, in Einzelfällen bis zur rechnerischen Überschreitung der Garantiewerte des ERAM, wurde in Kauf genommen und entsprechende Auflagen für die spätere Endlagerung wurden akzeptiert. Für alle Gebinde wurde insgesamt eine Aktivität von 1,4 TBq ermittelt.
Die Reststoffflusskontrolle einschließlich Gebindeentstehung und Ermittlung der Aktivität wurde entsprechend der durch die Genehmigungsbehörde freigegebenen Anweisungen detail-

liert dokumentiert. Die entsprechende Dokumentation für die 509 Gebinde umfasst ca. 10.000 Blätter.
Eine Besonderheit bei der Konditionierung und Deklaration der Abfälle war die Beteiligung von zwei Sachverständigenorganisationen. Der im Auftrag der Genehmigungsbehörde für den Abbau und die Zwischenlagerung zuständige Sachverständige überprüfte die konditionierten Abfälle auf ihre Zwischenlagerfähigkeit und der Sachverständige des BfS bewertete die Endlagerfähigkeit der hergestellten Abfallgebinde. Um weitgehend Doppelsachverständigentätigkeit zu vermeiden, erstellte der Sachverständige der Genehmigungsbehörde im Rahmen seiner begleitenden Kontrolle Inspektionsberichte zur Konditionierung von Abfallgebinden, mit denen gegenüber dem BfS nachgewiesen wurde, dass die Abfälle entsprechend den genehmigten Ablaufplänen konditioniert wurden, ohne dass der BfS-Sachverständige selber dazu Prüfungen vornehmen musste. Nach Vorliegen des Prüfberichtes zur Endlagerfähigkeit der betreffenden Abfallgebinde wiederum erstellte der Sachverständige der Genehmigungsbehörde Berichte zu deren Zwischenlagerfähigkeit für das PTB-interne Zwischenlager.
Als Altlast aus der Betriebszeit des FMRB verbleiben die noch nicht konditionierten Abfälle der 1992 nach Dounreay/Schottland zur Wiederaufarbeitung transportierten abgebrannten Brennelemente. Die Wiederaufarbeitung der Brennelemente erfolgt zusammen mit radioaktiven Abfällen aus anderen Forschungseinrichtungen der Bundesrepublik Deutschland. Nach derzeitigen Abschätzungen werden für die PTB nach der Wiederaufarbeitung der Abfälle ca. 7 Gebinde entstehen. Für diese Gebinde wird gemäß den Festlegungen durch die Genehmigungsbehörde als Entsorgungsnachweis vorsorglich ein weiterer Teilbereich (Raum) der Anlage FMRB vorgehalten. Die Herrichtung des Raumes für die Zwischenlagerung der 7 Gebinde würde sich sehr aufwendig gestalten. Eine zentrale Zwischenlagerung radioaktiver Abfälle aus der Wiederaufarbeitung von abgebrannten Brennelementen aus Forschungseinrichtungen der Bundesrepublik Deutschland wird daher angestrebt.

5. Danksagung

Die Autoren möchten an dieser Stelle Herrn Dr. Werner Vorbrugg, der bis Mitte 2004 Strahlenschutzbeauftragter am FMRB gewesen ist und maßgeblich die Stilllegung und den Rückbau des FMRB mit vorangebracht hat, Dank sagen für die freundliche Einbringung seiner Kenntnisse und Erfahrungen in diesen Beitrag und sein aufmerksames Lektorat.

6. Literaturverzeichnis

[1] Niedersächsisches Umweltministerium, Genehmigung zur Stilllegung und zum Abbau von Anlagenteilen des Forschungs- und Meßreaktors Braunschweig (FMRB), Az.: 42-40311/12-60, 02.03.2001

[2] Sicherheitsanforderungen an die längerfristige Zwischenlagerung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle, Empfehlung der RSK, 05.12.2002

[3] Sicherheitstechnische Regel des KTA 1201 „Anforderungen an das Betriebshandbuch“, Fassung 6/98

[4] Bundesamt für Strahlenschutz, Anforderungen an endzulagernde radioaktive Abfälle und Maßnahmen zur Produktkontrolle radioaktiver Abfälle, Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM) Teil I: Endlagerungsbedingungen, ET-IB-85, August 1996

MESSTECHNISCHE UND RADIOLOGISCHE ASPEKTE DER MINIMIERUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE DURCH ABKLINGLAGERUNG

L. Hummel

TÜV Industrie Service GmbH / Hauptabteilung Strahlenschutz und Entsorgung, München

Zusammenfassung *— Ohne verfügbares Endlager für schwach radioaktive Abfälle findet Abklinglagerung bereits heute statt. Im Gegensatz zu Abfällen aus anderen Bereichen von Medizin. Wissenschaft und Technik wird gezeigt, dass Abklinglagerung von Abfällen aus Kernkraftwerken Zeiträume von Jahrzehnten in Anspruch nehmen kann. Die Historie der Reststoffe ist entscheidend dafür, inwieweit Abklinglagerung technisch sinnvoll erscheint. Die radiologische Charakterisierung von Abfällen zur Abklinglagerung kann die Anforderungen an die Bestimmung von so genannten Sondernukliden erhöhen. Mit Ausnahme von spektrometrischen Verfahren, die in Einzelfällen an Bedeutung gewinnen können, bedarf die eigentliche Freigabemesstechnik keiner grundsätzlichen Neuausrichtung im Hinblick auf die Abklinglagerung.*
Einschränkungen können hinsichtlich der Anwendung der Freigabekriterien nach der StrlSchV jedoch dann auftreten, wenn es in Folge der Anwendung der Abklinglagerung zu einer massiven Erhöhung der Massen- und Aktivitätsströme in die Freigabe zur Beseitigung kommen würde.

Schlüsselwörter *— radioaktiver Abfall, Abklinglagerung, Freigabemessung, Nuklidvektor*

1. Einleitung

In kerntechnischen Anlagen fallen zu Betriebszeiten, aber insbesondere während der Stilllegung größere Mengen an Reststoffen an, deren spezifische Aktivität in einer Größenordung liegt, die hier durch die Anlage III Tab. 1 Spalte 3 der StrlSchV [1] definiert werden soll. Die dort festgelegten nuklid- und massenspezifischen Freigrenzen stellen die obere Schranke für den genehmigungsfreien Umgang mit radioaktiven Stoffen gemäß StrlSchV dar.

An Beispielen aus der Praxis der Stilllegung von Leichtwasserreaktoren sollen in diesem Beitrag die möglichen Auswirkungen einer Entscheidung zur Abklinglagerung untersucht werden, wie sie im Umgang mit radioaktiven Stoffen im Rahmen von Genehmigungen nach § 7 StrlSchV im Bereich von Medizin und Forschung bei kurzlebigen Radionukliden ($t_{1/2}$<100d) üblicherweise angewendet wird, um auch in der Kerntechnik anfallende Reststoffe den konventionellen Stoffströmen zuzuführen. Dieser Beitrag zeigt, dass die Abklinglagerung für den hier betrachteten Bereich des Kernbrennstoffkreislaufes – der Produktion elektrischer Energie – sinnvolle Zeiträume von einigen Jahrzehnten in Anspruch nehmen kann.

Zur Untersuchung der messtechnischen und radiologischen Aspekte der Abklinglagerung sind die zu unterstellenden Nuklidzusammensetzungen wesentliche Eingangsparameter. Aus der Vielzahl der in atomrechtlichen Genehmigungs- und Aufsichtsverfahren verfügbaren Nuklidvektoren wurden drei Beispiele aus zwei Stilllegungsprojekten in Deutschland ausgewählt. Hierbei wurde der Aktivierung gegenüber der Kontamination mindestens die gleiche Bedeutung beigemessen. Dies begründet sich darin, dass einerseits die Aktivierungsprodukte günstigere Eigenschaften hinsichtlich des radioaktiven Zerfalls und der radiologischen Relevanz

der beteiligten Radionuklide besitzen und andererseits aufgrund des Aktivitätsinventares und dessen Verteilung in einer stillzulegenden Anlage die aktivierten Strukturen einen erheblichen Beitrag zum Aufkommen von Reststoffen im o. g. Aktivitätsbereich liefern.

Bei der Stilllegung einer Anlage erhöht sich das Massenaufkommen von aktivierten oder kontaminierten Komponenten und Betriebsabfällen soweit, dass deren Verpackung, Konditionierung, Zwischenlagerung sowie deren zukünftige Endlagerung ein nennenswertes Kostensegment darstellt. Des Weiteren wird wegen des auf absehbare Zeit nicht verfügbaren Endlagers durch die erzwungene, längerfristige Zwischenlagerung schwach radioaktiver Abfälle ein Abklingen des radioaktiven Inventars von Rohabfällen in Gebinden teilweise bis unter die derzeitigen Freigabekriterien der Strahlenschutzverordnung herbeigeführt.

Vor diesem Hintergrund wäre es nicht überraschend, wenn die Abklinglagerung – im Sinne eines „Sicheren Einschlusses" des schwach radioaktiven Teiles einer Anlage – auch aus betriebswirtschaftlichen Gründen in der Zukunft an Bedeutung gewinnen würde. Würde jedoch andererseits die massive Anwendung der Abklinglagerung in der Zukunft die zum Teil bereits heute recht pragmatisch gehandhabte Freigabepraxis in Deutschland in Frage stellen? Sind bei einer möglichen zukünftigen Abklinglagerung im großen Stil „Risiken" zu besorgen? Um diese wie auch die Chancen einer Abklinglagerung zu bewerten, sind u. a. die folgenden Fragestellungen zu diskutieren:

- Für welche Abfallsorten bei welchen Radionuklidgemischen stellt die Abklinglagerung eine sinnvolle Option dar?
- Welche typischen Häufigkeitsverteilungen der spez. Aktivitäten in radioaktiven Abfällen sind zu beobachten?
- Zu welchen Ergebnissen führt die Gegenüberstellung von Radionuklidgemischen und nuklidspezifischen Freigrenzen als Funktion der Zeitdauer der Abklinglagerung?
- Wie belastbar sind die Aktivitätsmessungen in der Gegenwart mit dem aktuellen Nuklidvektor für einen Nachweis der Einhaltung der Summenformel in der Zukunft bei entsprechend verändertem Nuklidvektor?
- Ergeben sich aus einer Durchsicht der Berechnungsgrundlagen zu den Freigabewerten der Strahlenschutzverordnung Rückwirkungen auf die Anwendbarkeit der Abklinglagerung?

2. Freigrenzen, Freigabewerte

Mit der Novellierung der Strahlenschutzverordnung im Jahre 2001 wurden die nuklidspezifischen Freigrenzen [Bq] revidiert und um massenspezifische Freigrenzen [Bq/g] erweitert. Die Grundlage dieser „exemption levels" sind die Safety Series #115 [2]. Diese stellen die international akzeptierte Basis für Freigrenzen dar. Während für alle Stoffe, mit denen im Rahmen der Nutzung ionisierender Strahlung umgegangen wird, die Freigrenzen die Kriterien für den Eintritt in den genehmigungspflichtigen Umgang darstellen, sind die Freigabewerte die Kriterien, um diesen Bereich wieder zu verlassen. Eine Freigabe nach § 29 StrlSchV bedarf der Zustimmung der zuständigen Behörde. Hieraus folgen unmittelbar zwei Punkte:

- Jede Abklinglagerung stellt einen genehmigungspflichtigen Umgang dar.
- Die Freigabewerte müssen immer kleiner gleich den Freigrenzen sein.

In der Anlage III Tab. 1 StrlSchV wurde den Freigrenzen der Spalten 2 und 3 eine Vielzahl von Freigabewerten angefügt (Spalten 5 bis 10a), bei deren Einhaltung die zuständigen Behörden „davon ausgehen können" (vgl. §29 StrlSchV), dass das übergeordnete Schutzziel einer zusätzlichen Strahlenexposition im Bereich von 10 µSv pro Kalenderjahr für Personen der allgemeinen Bevölkerung bei der Folgenutzung von Stoffen, Gebäuden oder Bodenflächen eingehalten wird.

Hierzu ist festzustellen, dass die Freigabekriterien sowohl im historischen Rückblick als auch aktuell im internationalen Vergleich [3] z. T. erheblichen Veränderungen unterworfen waren und sind. Um den derzeitigen Stand in Deutschland darzustellen, sollen an dieser Stelle für einen später detailliert behandelten Nuklidvektor (aktivierter und kontaminierter Bauschutt aus einem KKW) die massenspezifische Freigrenze und Freigabewerte gegenübergestellt werden:

- Freigrenze (Spalte 3): 21,6 Bq/g
- Freigabe zur Beseitigung (Spalte 9): 12,1 Bq/g
- uneing. Freigabe (Bauschutt > 1.000Mg, Spalte 6): 0,29 Bq/g
- uneing. Freigabe (IAEA, [4]): 0,22 Bq/g

Obwohl die Verhältniszahlen zwischen den Freigabewerten unterschiedlicher Entsorgungspfade und den Freigrenzen nuklidspezifisch variieren, werden aus Gründen der Übersichtlichkeit und des international harmonisierten Status der Freigrenzen im Folgenden ausschließlich die Freigrenzen der Spalte 3 weiter verwendet.

3. Aktivitätsinventare in Reststoffen

Die Reststoffe, die potenziell einer Abklinglagerung zugeführt werden könnten, werden durch ihren Nuklidvektoren sowie die Häufigkeitsverteilung der auftretenden mittleren spezifischen Aktivitäten weitgehend beschrieben.

3.1 Nuklidvektoren und deren Unsicherheit

In Leichtwasserreaktoren sind im Betrieb und bei der unmittelbar folgender Stilllegung in vielen Fällen ^{60}Co und ^{137}Cs die einzigen radiologisch relevanten Nuklide. Bei Beton aus Neutronenfeldern kommen Isotope des Europiums und ggf. ^{133}Ba hinzu. Erhebliche Rückwirkungen auf die radiologische Beurteilung haben Alphastrahler (insb. Pu-α-Isotope und ^{241}Am), sofern diese nach erheblichen Brennstabschäden über Barrierengrenzen hinweg zu signifikanten Kontaminationen der Anlage geführt haben. Andererseits rückt das „hazard ranking of actinides and fission products in HLW" der ICRP [5] ganz andere, in der Endlagerforschung zusätzlich betrachtete Radionuklide wie ^{93}Zr, ^{99}Tc, ^{126}Sn, ^{129}I, ^{135}Cs, ^{237}Np, ^{243}Am und ^{246}Cm in den Vordergrund. Es ist insofern zu prüfen, inwieweit durch die Abklinglagerung möglicherweise ebenfalls andere Radionuklide als die, die gängigerweise als Schlüsselnuklide betrachtet und messtechnisch routinemäßig erfasst werden, verstärkt in das Blickfeld rücken.

3.1.1 Aktivierte Stahlstrukturen

Diese Betrachtungen beginnen mit einem einfachen Fall, der Aktivierung des Reaktordruckbehälters (RDB) und weiterer Stahlstrukturen in einem Bereich, der durch Neutronenstrahlung nur bis zu einem Grad aktiviert worden ist, der eine Abklinglagerung auf der Basis der heute gültigen Kriterien möglich erscheinen lässt. Der Einfachheit halber wird weiterhin angenommen, dass diese metallischen Strukturen– wie heute bereits praktiziert – zu Gießlingen umgeschmolzen und daraufhin gelagert werden. Dies hätte zur Folge, dass im Schmelzgut nur noch ^{55}Fe, ^{60}Co und ^{63}Ni zu unterstellen sind. Andere Radionuklide (einschl. ^{54}Mn) müssen deshalb nicht betrachtet werden.

Fünf derartige Proben wurden einer Sondernuklidanalyse unterzogen (Fall I). In der Tabelle 1 sind die Nuklidzusammensetzungen in den Proben A bis E auf ^{60}Co und auf September 2005 normiert dargestellt. Die Proben C bis E stammen vom RDB selbst. In allen fünf Proben schwanken die Ergebnisse erheblich, in einem Fall war die Aktivität von ^{63}Ni um den Faktor 70 höher als die des Schlüsselnuklides Co.

Tab. 1: Ergebnisse der Sondernuklidanalyse von Proben eines RDB und metallischen Strukturen in dessen unmittelbarer Umgebung (Aktivität auf ^{60}Co bezogen).

	A	B	C	D	E
^{55}Fe	512%	24%	542%	322%	533%
^{60}Co	100%	100%	100%	100%	100%
^{63}Ni	20%	425%	49%	23%	6899%

Interessant ist die Frage nach den radiologischen Auswirkungen der Nuklidverteilung der Probe E:

- Wäre es möglich, diese metallischen Reststoffe heute aufgrund ihres Gehaltes an Aktivierungsprodukten aus dem Geltungsbereich des AtG zu entlassen, könnte sogar auf der Basis der Nuklidzusammensetzung der Probe E ausschließlich ^{60}Co bei einer unmittelbaren Freigabe von Metallschrott zur Rezyklierung berücksichtigt werden.
- Läge die spezifische Aktivität derzeit so hoch, dass eine Abklinglagerung von 40 Jahren erforderlich wäre, der Beitrag von ^{63}Ni in der Probe B würde dann trotz dessen langer Halbwertszeit von 100 Jahren nur zu etwa 6% zur Summenformel bei Anwendung der Freigrenzen nach Spalte 3 beitragen. In der Probe E wären die Beiträge durch ^{60}Co und ^{63}Ni zur Summenformel jedoch quasi identisch.

Das zusätzliche Wissen um die Nuklidzusammensetzung in der Probe E hätte somit erst nach einer Abklinglagerung von 40 Jahren erhebliche Auswirkungen auf eine Freigabe, bei der dann eine Berücksichtigung des ^{63}Ni zwingend erforderlich wäre.

3.1.2 Aktivierter Bauschutt und Alphakontamination

In zwei weiteren Beispielen werden die Ergebnisse der Zerfallskorrektur im Falle der Abklinglagerung von aktiviertem und kontaminiertem Bauschutt (Fall II) und bei einer Kontamination mit nennenswertem Alphaanteil (Fall III) dargestellt.

Im Fall II wurde über Sondernuklidanalysen und Korrelationsrechnungen das Aktivitätsinventar von Bauschutt für 36 Betastrahler und 28 Alphastrahler abgeschätzt. Die spezifische Aktivität beträgt etwa 100 Bq/g, die heute führenden Nuklide sind ^{3}H, ^{55}Fe, ^{60}Co und ^{152}Eu. Die Nuklide ^{60}Co und ^{152}Eu decken die Summenformel zu fast 90% ab. Der Alphaanteil liegt bei etwa $1{,}1*10^{-5}$.

Nach 30 Jahren sind die Freigrenzen der Spalte 3 sicher unterschritten (s. a. Abb. 1), die führenden Nuklide sind nun ^{3}H, ^{41}Ca, ^{137}Cs und ^{152}Eu. Die Nuklide ^{137}Cs und ^{152}Eu decken die Summenformel zu über 90% ab. Der Alphaanteil liegt bei etwa $7{,}8*10^{-5}$.

Der Fall III behandelt ausgedehnte Kontaminationen nach einer Leckage von Primärkühlmittel bei vorausgegangenen Brennstabschäden. Der Nuklidvektor wurde durch ^{55}Fe, ^{60}Co, ^{63}Ni, ^{137}Cs, die Pu-α-Isotope, ^{241}Pu und ^{241}Am beschrieben. Die spezifische Aktivität beträgt etwa 100 Bq/g, die heute führenden Nuklide sind ^{55}Fe, ^{60}Co und ^{63}Ni. Die Nuklide ^{60}Co, ^{137}Cs und ^{241}Am decken die Summenformel zu ca. 85% ab. Der Alphaanteil liegt bei etwa $8{,}7*10^{-3}$.

Selbst nach 40 Jahren sind die Freigrenzen der Spalte 3 noch nicht unterschritten (s. a. Abb. 1), das führende Nuklid ist nun ^{63}Ni. Die Alphastrahler decken die Summenformel zu über 80% ab, ^{137}Cs liefert einen weiteren Beitrag von 17%. Der Alphaanteil liegt bei etwa $2{,}6*10^{-2}$.

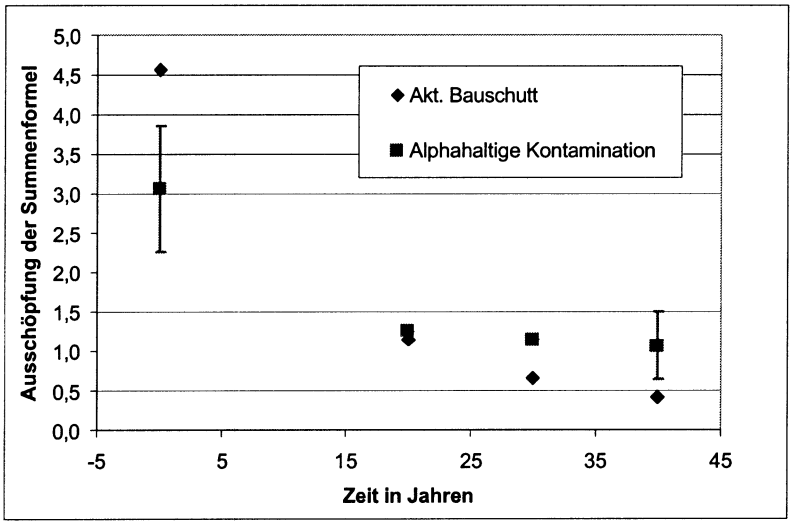


Abb. 1: Ausschöpfung der Summenformel für aktivierten Bauschutt (Fall II) und eine Kontamination mit relevantem Anteil an Alphastrahlern (Fall III, Fehlerbalken vgl. Text) in Abhängigkeit von der Abklingzeit.

Die Fälle I bis III zeigen die Auswirkungen der Nuklidzusammensetzungen und der Repräsentativität ihrer Bestimmung auf eine mögliche Abklinglagerung. Bei starken Abweichungen vom typischen Nuklidvektor im Fall I können bei langfristiger Lagerung Radionuklide relevant werden, deren belastbarer Bestimmung i. A. heute wenig Bedeutung beigemessen wird. Bei der Kombination von Aktivierungs- und Spaltprodukten (Fall II) ergibt sich bei der Abklinglagerung ein Wechsel der Schlüsselnuklide von ^{60}Co auf ^{137}Cs, die sichere Charakterisierung des Abfall ist bei Berücksichtigung dieses Aspektes auch im Falle einer Abklinglagerung nicht in Frage gestellt. Eine Abklinglagerung im Fall III ist nicht empfehlenswert. Der radioaktive Zerfall schreitet zu langsam fort und der Anteil an schwer messbaren Nukliden nimmt derart zu, dass eine sichere Charakterisierung des radioaktiven Inventars fraglich ist[1].

3.2 Häufigkeitsverteilung der spezifischen Aktivität in Gebinden

In neueren Veröffentlichungen wird z. T. dem Sachverhalt Rechnung getragen, dass bei einer anforderungsgerechten Bestimmung der Radioaktivität in einem Kollektiv von Chargen (z.B. Gebinde mit Rohabfall aus einer Dekontaminationstätigkeit) in vielen Fällen die Häufigkeits-

[1] Selbst unter der sehr optimistischen Annahmen, dass bei der Bestimmung des Beitrages des Schlüsselnuklides zum Nuklidvektor eine einfache Unsicherheit von 10%, sowie von 20% bzw. 40% bei den anderen Beta- und Alpha-Strahlern auftritt, beträgt die relative Gesamtunsicherheit der Ausschöpfung der Summenformel messtechnisch ermittelt über das Schlüsselnuklid zum Zeitpunkt t = 0 Jahre im Fall III ca. 27% und nach 40 Jahren bereits ca. 40% (vgl. Abb. 1). Die Unsicherheiten bei der Aktivitätsmessung selbst sind hierbei nicht berücksichtigt.

verteilung der Aktivität der Reststoffe in den Gebinden durch eine Log-Normal-Verteilung gut approximierbar ist (vgl. Abb.2).

Auf der linken Seite der Abbildung 2 ist der Freigabegrenzwert für das Schlüsselnuklid zu 10 Bq/kg angenommen, die Aktivitätsbestimmung hat unter Berücksichtigung der auftretenden Messunsicherheiten ergeben, dass 17% der Gebinde keinem Entsorgungspfad eindeutig zugeordnet werden können. Geeignete Halbwertszeiten vorausgesetzt, könnten auf Grund der starken Abnahme der Anzahl der Fässer zu hohen Aktivitäten hin, die meisten der nicht freigebbaren Gebinde sinnvoll einer Abklinglagerung zugeführt werden.

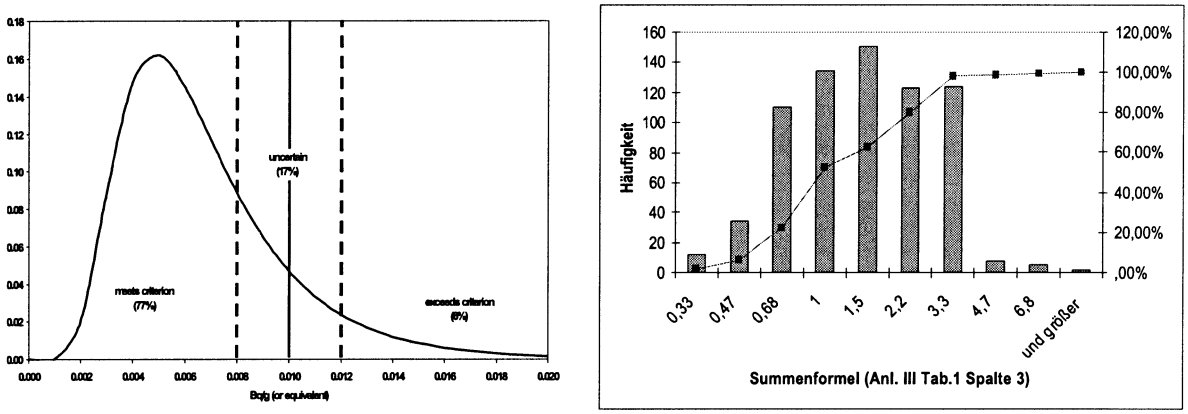


Abb. 2: Theoretischer und praktischer Verlauf der Häufigkeitsverteilung der gemessenen Aktivität innerhalb einer größeren Charge von Reststoffgebinden gleicher Herkunft. Rechts ist die relative und die kumulative Häufigkeit einfach logarithmisch dargestellt.

Die Praxis bestätigt das o. g. Beispiel. In der Abbildung 2 ist das Aktivitätsinventar von ca. 700 Gebinden mit kontaminiertem Bauschutt aus einer Dekontaminationstätigkeit über die Ausschöpfung der Summenformel auf Basis der massenspezifischen Freigrenzen aufgetragen. Im Falle der Gebinde die rechts in Abbildung 2 dargestellt sind, liegen 22% bei einer Ausschöpfung der Summenformel von weniger als Eins. Bei einem Nuklidvektor entsprechend dem oben geschilderten Fall II wären es nach 30 Jahren fast 98%.

Die für verschiedene Stilllegungsprojekte veröffentlichten Massen- und Aktivitätsströme in die unterschiedlichen Entsorgungspfade, bei denen in der Regel der Anteil des Massenstroms an radioaktivem Abfall im Prozentbereich liegt, könnte somit dieser Massenstrom weiter minimiert werden. Inwieweit die damit einhergehende Erhöhung der Aktivitätsströme in die Entsorgungspfade nach § 29 StrlSchV kompatibel mit den Freigabewerten der StrlSchV sind wird in Kap. 5 diskutiert.

4. Messtechnische Aspekte

In Kapitel 3 wurde gezeigt, dass die Abklinglagerung eine stärkere Beachtung derjenigen Radionuklide erfordern kann, die spätestens seit der Novellierung der StrlSchV häufig als nicht-relevant und somit vernachlässigbar eingestuft worden sind. Die belastbare Bestimmung dieser Sondernuklide ist Routine in entsprechend ausgerüsteten Strahlenmesslabors und soll hier nicht weiter verfolgt werden.

Die Ermittelung der Gesamtaktivität von Gebinden erfolgt üblicherweise als „Quasi-100%-Messung“ mit so genannten Fassscannern (Gamma-Spektrometrie) oder Freimessanlagen (FMA, Gesamt-Gamma-Messung). In [6] wurden die beiden Messverfahren verglichen und es kann zusammenfassend festgestellt werden, dass insbesondere bei Nuklidvektoren, die für

Reaktoren typisch sind, und insbesondere im Fall höherer Aktivitätslevel[2] die FMA das überlegene Messprinzip darstellt. Moderne Freimessanlagen (vgl. [7]) nehmen auf der Basis durchgeführter Kalibrierungen für unterschiedliche Reststofftypen mittels hinterlegter Nuklidvektoren und nuklidspezifischer Freigabewerte dem Anwender die Freigabeentscheidung weitgehend ab. Die Berechnung einer „Freigabeprognose" bei Gebinden, die zum Zeitpunkt der Messung die Kriterien nicht einhalten, ist vor dem Hintergrund der bereits vorhandenen Leistungsfähigkeit ein kleineres Softwareupdate.

Tab. 2: Beiträge der Schlüsselnuklide des Nuklidvektors des Falles II (vgl. Kap. 3) zur Summenformel (SF; Basis: Freigrenzen) und zum Nettomesseffekt einer Freimessanlage (N) bei der Messung von Bauschutt in 200-l-Fässern in einer Freimessanlage zum jetzigen Zeitpunkt und nach 30 Jahren.

	SF, t = 0	*N, t = 0*	SF, t = 30	*N, t = 30*
^{60}Co:	42%	*68%*	6%	*15%*
^{137}Cs:	7%	*2%*	23%	*10%*
^{152}Eu:	48%	*30%*	69%	*75%*

Der Beitrag leicht messbarer Radionuklide zur Summenformel muss jedoch groß und hinreichend konstant bleiben. Sofern dies nicht der Fall ist, oder falls eine Nachcharakterisierung im Anschluss an die Abklinglagerung Messungen erforderlich werden lässt, sind die messbaren Aktivierungsprodukte zerfallen und der Fassscanner kann die langsamere, aber geeignete Alternative sein. Die Beiträge zum Messeffekt einer FMA am Beispiel in Tab. 2 erfordern insbesondere bei t = 30 Jahre eine selten praktizierte Mehrnuklidkalibrierung. Die Praxis zeigt in diesen Fällen jedoch auch eine erhebliche Streuung der relativen Anteile der Schlüsselnuklide. Eine Verwendung von FMA erfordert von daher i. a. eine intensive spektrometrische Unterstützung derartiger Messkampagnen.

5. Radiologische Aspekte

Die Richtlinie 96/29/Euratom [8] gestattet Mitgliedsstaaten die Freistellung von Tätigkeiten (Freigabe) dann, wenn

1) die von einer Einzelperson (...) aufgenommene effektive Dosis höchstens 10µSv jährlich beträgt und

2) entweder die kollektive effektive Dosis (...) nicht mehr als ca. 1 Mann-Sievert beträgt oder (...) die Freistellung die optimale Lösung ist.

Diese Richtlinie bildet die Grundlage der StrlSchV. Der o. g. zweite Spiegelstrich wurde jedoch in [1] nicht aufgenommen. Es steht außer Zweifel, dass eine massive Ausweitung der Abklinglagerung in Deutschland Rückwirkungen auf beide Kriterien hätte. Dies begründet sich folgendermaßen:

a) Im Rahmen einer Abklinglagerung muss unterstellt werden, dass freigegebene Stoffe dann aus der strahlenschutzrechtlichen Bindung entlassen werden, wenn die Freigabekriterien der Anlagen III und IV eingehalten werden.

b) Die Massen- und Aktivitätsströme in Freigabeverfahren nach § 29 StrlSchV würden sich deutlich erhöhen und sich über deutlich längere Zeiträume erstrecken.

---

[2] Die schlechtere Diskriminierung des Beitrages der natürlichen Radioaktivität bei der Gesamt-Gamma-Messung tritt dann in den Hintergrund.

Die Einhaltung des o. g. Schutzzieles (1) bedürfte beispielsweise der atomrechtlichen Überwachung von konventionellen Entsorgungseinrichtungen (vgl. [9]) was juristisch unsinnig ist oder der entsprechenden Nachweisführung durch Einzelgutachten bedarf.

Letzteres soll an einem Fall exemplarisch dargelegt werden. Eine Studie [11] die grundlegend für die Freigabewerte der Anl. III, Tab. 1 Spalte 9 der StrlSchV ist, fußt auf Ergebnissen aus [10]. Dort wird u. a. unterstellt, dass eine Vielzahl von Entsorgungseinrichtungen vergleichsweise geringe jährliche Massenströme restkontaminierter Stoffe aufnehmen, die im Mittel einen Ausschöpfungsgrad der Freigabewerte aufweisen, der viel kleiner als Eins ist. Dies ist hinsichtlich der geringen Anzahl von Entsorgungseinrichtungen, die tatsächlich freigegebene Stoffe zur Beseitigung annehmen, bereits heute unrealistisch. Hinsichtlich der zugrunde gelegten Ausschöpfungsgrade würden die Annahmen spätestens mit der Abklinglagerung zusätzlich unrealistisch werden.

Der Punkt 1) könnte somit im Konflikt mit Punkt a) stehen, denn die hohen Freigabewerte der Freigabe zur Beseitigung sind über Annahmen in der Primärliteratur ermittelt worden, die in diesem Fall einer Überprüfung nicht mehr standhalten würden.

Inwieweit der Aspekt b) mit dem Punkt 2) der o. g. Schutzziele dann noch im Einklang steht, kann aus heutiger Sicht nicht eindeutig beurteilt werden. Im Rahmen der Buchführung und Mitteilung nach § 70 StrlSchV werden Daten erhoben, die u. a. der Beurteilung der Einhaltung des Kriteriums der Kollektivdosis dienen könnten. Die Diskussion der Definition dieses Kollektivdosiskriteriums im Detail und der Verlässlichkeit der auf diesem Weg erzielten Ergebnisse würde jedoch den Rahmen dieses Beitrages übersteigen.

Eine Abklinglagerung mit anschließender Freigabe zur Beseitigung in großem Maßstab in Deutschland würde somit Anlass zur Sorge geben, dass der § 29 StrlSchV, demzufolge mit Einhaltung der Freigabewerte auch die Einhaltung des übergeordneten Schutzzieles sicherstellt ist, in Teilbereichen in Frage zu stellen ist.

6. Literaturverzeichnis

[1] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (StrlSchV) vom 20.07.2001

[2] IAEA: International Basic Safety Standards for Protection against ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources (safety series No. 115, 1996)

[3] Stellungnahme der SSK: Vergleich deutscher Freigabekriterien mit denen anderer Länder am Beispiel ausgewählter Radionuklide; verabschiedet in der 197.Sitzung (XII, 2004)

[4] IAEA: Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance; Safety Guide RS-G-1.7, Wien 2004

[5] ICRP: Radiation Protection Recommendations as applied to the Disposal of Long-Lived Solid Radioactive Waste, Report 81, 2000

[6] L. Hummel: Kontrolle der Einhaltung der Freigabewerte durch Freimessverfahren – Möglichkeiten und Grenzen, 2. Exp.treffen Strahlenschutz 2000, TÜV Akademie / TÜV Süddeutschland

[7] M. Franz, I. Kölln: Methoden der Freimessung im nukleartechnischen Umfeld, Strahlenschutzpraxis 4/2000

[8] Richtlinie 96/29/Euratom des Rates vom 13.Mai 1996 zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlung; ISSN 0376-9453

[9] K. Ewen: Die neue Strahlenschutzverordnung: Praxiskommentar; ISBN 3-87156-271-8

[10] Brenk Systemplanung: Konservativitätsanalysen bei Freigabegrenzwerten, Juli 1997

[11] BMU: Berechnung massenspezifischer Freigabewerte für schwach radioaktive Reststoffe; ISSN 0724-3316

AKTIVIERTER REAKTORGRAPHIT, WAS TUN?

ACTIVATED REACTOR GRAPHITE, WHAT TO DO?

H.-F. Beer,

Paul Scherrer Institut, CH-5232 Villigen PSI, Schweiz

Zusammenfassung *– Während des Rückbaus des Forschungsreaktors DIORIT am PSI waren ca. 40 t aktivierten Reaktorgraphits zu entsorgen. Weltweit ist die Entsorgung von aktiviertem Graphit bisher ungelöst. Es sollte eine Entsorgungsmethode gefunden werden, die sowohl strahlenschutztechnische wie auch ökonomische Gesichtpunkte berücksichtigt. Mit der Verwendung des Graphits als Zuschlagstoff für Mörtel zur Einbettung von Rückbauabfällen können substantielle Einsparungen an konditioniertem Abfallvolumen und damit an Kosten erzielt werden.*

Summary *– During the dismantling of the research reactor DIORIT at the PSI about 40 tonnes of activated reactor graphite had to be conditioned. Until now the problem of the conditioning of activated reactor graphite had no been solved. Therefore a cost effective conditioning method, which respects radiation protection aspects has been developed. The graphite is crushed to less than 5 mm and added to grout. The resulting graphite concrete is used as a matrix for embedding dismantling waste in containers. By applying the new method, the resulting waste volumes as well as the costs are reduced substantially.*

Schlüsselwörter *– Reaktorgraphit, Entsorgung, Konditionierung, Rückbau*

Keywords *– Reactor graphite, waste management, conditioning, dismantling*

1. Einführung

Das Paul Scherrer Institut ist ein multidisziplinäres Forschungsinstitut naturwissenschaftlich-technologischer Ausrichtung. In den vergangenen Jahren verschoben sich die Forschungsschwerpunkte von nuklearer Energieforschung und Teilchenphysik in Richtung Biowissenschaften, Umweltforschung, allgemeine Energieforschung und Material-wissenschaften. Zudem steht nun mit der SINQ eine leistungsfähige Spallations-neutronenquelle zur Verfügung. Dies hat zur Folge, dass zwei der drei Forschungsreaktoren am PSI zurückgebaut werden. In diesem Zusammenhang fallen auch aktivierte oder kontaminierte Materialien mit speziellen Eigenschaften an, für die neue Entsorgungswege gefunden werden mussten. Eines dieser Materialien ist aktivierter Reaktorgraphit. In früheren Publikationen wurde die Entwicklung einer neuartigen und ökonomischen Methode zur Konditionierung von aktiviertem Reaktorgraphit vorgestellt [1,2]. Im Folgenden wird über dieses Verfahren bis zur erfolgreichen Konditionierung berichtet.

2. Ausgangssituation

Der zu entsorgende Graphit war im Reaktor DIORIT zylindrisch um den Reaktorkern eingebaut. Dazu wurde das Material in Form von Segmenten von bis zu 40 kg eingesetzt, die mit Spannklammern aus Stahl gehalten wurden. Diese Anordnung ist in dem Beitrag von H. Pauli [3] beschrieben. Der Graphit stammt von Union Carbide. Als bestimmende Nuklide

wurden Co-60 (1,4xE3 Bq/g), H-3 (4,3xE5 Bq/g), C-14 (1,0xE4 Bq/g), Eu-152 (5,7xE3 Bq/g) und Eu-154 (1xE3 Bq/g) vorgängig an einer zugänglichen Probe ermittelt. Vor Beginn der Arbeiten wurde das Problem der im Graphit gespeicherten Wigner-Energie betrachtet. Es stellte sich heraus, dass nicht mit einer Freisetzung dieser Energie während der vorgesehenen Bearbeitung gerechnet werden musste.

Abb1. Betonkleincontainer

Auf Grund behördlicher Regelungen [4] sind radioaktive Abfälle in der Schweiz in eine feste Matrix einzubetten. Als Behälterhülle werden dazu am PSI Betonkleincontainer mit den äusseren Massen 1,5 x 1,5 x 2 m und einem Nutzvolumen von ca. 2,75 m^3 verwendet, in die die aus dem Rückbau stammenden und als Bruchstücke vorliegenden Abfälle eingebracht werden. Abbildung 1 zeigt einen solchen Container. Auf die Entsorgung der intakten Graphitsegmente angewendet, hätte dieses Verfahren zu ca. 13 solcher Container geführt. Dieses Volumen an konditionierten Abfällen konnte eingespart werden. Der Sand des ohnehin zum Verfüllen des Leervolumens verwendeten Mörtels wurde durch den gemahlenen Sand ersetzt.

3. Methode

Zu diesem Zweck wurde mit inaktivem Graphit ein fliessfähiger Graphitmörtel (Abb. 2) entwickelt und getestet. Die gemessene Druckfestigkeit betrug im Durchschnitt von neun Proben 49,8 N/mm^2 nach 28 Tagen Aushärtezeit (gefordert mindestens 10 N/mm^2). In Abbildung 3 sind inaktive Musterstücke des ausgehärteten Graphitmörtels gezeigt.

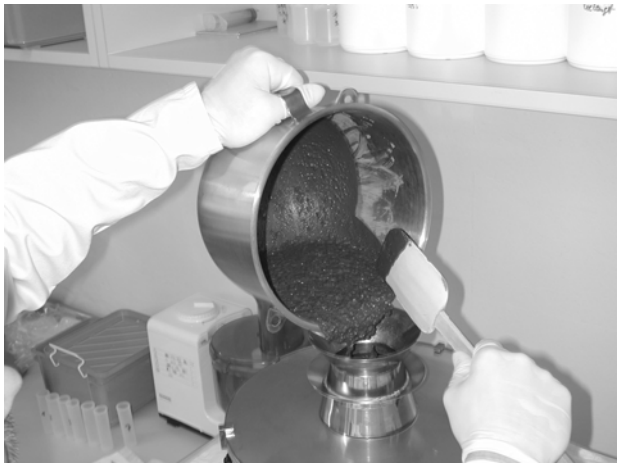


Abb. 2 Fliessfähiger Graphitmörtel

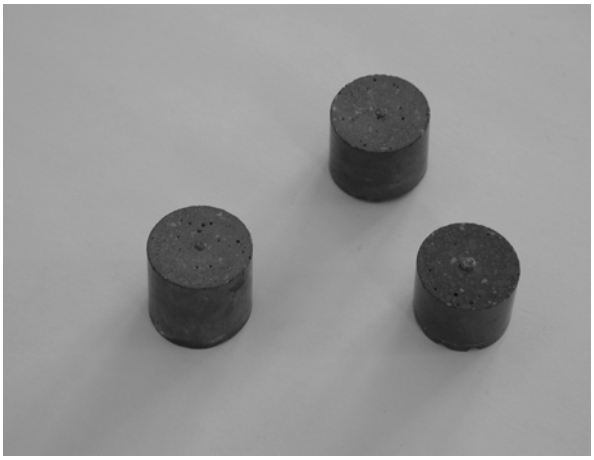


Abb. 3 Musterstücke aus inaktivem Graphitmörtel

Die Graphitsegmente wurden in einem zweistufigen Shredder (Abb. 4) auf eine Korngrösse von unter 5 mm gemahlen und dabei zur Staubverminderung mit einer wässrigen Lösung besprüht. Während des Mahlens wurden H-3-Konzentrationen in der abgesaugten Luft aus dem Shredder von lediglich 2,4xE2 bis 5xE5 Bq/m^3 gemessen. Dieser „Graphitsand“ wurde anschliessend in 235 200-l-Fässern (30 bis 2000 µSv/h in 30 cm) bis zur weiteren Verwendung abgeschirmt gelagert. Proben aus dem geshredderten Graphit ergaben durchschnittliche Gehalte an Co-60 (5,5xE2 Bq/g), H-3 (8,3xE5 Bq/g), C-14 (1,9xE4 Bq/g), Eu-152 (8,5xE2 Bq/g) und Eu-154 (9.5xE2 Bq/g) mit folgenden Abweichungen zur Vorhersage Co-60 (x 0,4), H-3 (x 1.9), C-14 (x 1,9), Eu-152 (x 1.5) und für Eu-154 (x 1). Mit einer für die

Abb. 4 Zweistufiges Mahlwerk zur Graphitzerkleinerung

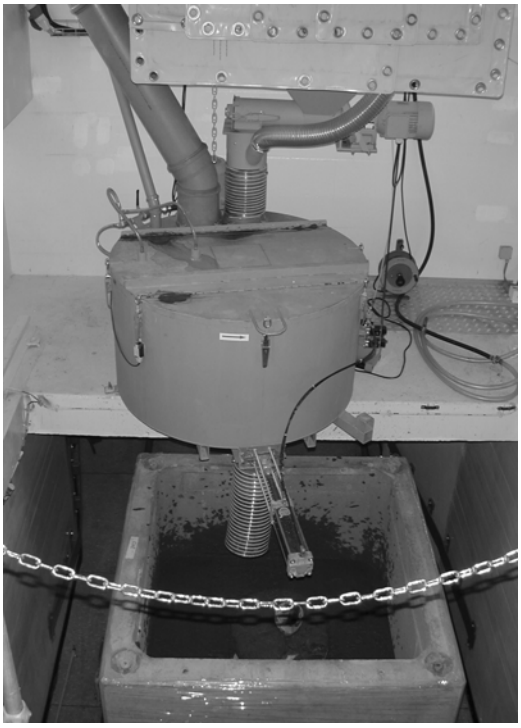


Abb. 5 Verfüllen eines beladenen Betonkleincontainers mit Graphitmörtel

Verwendung des gemahlenen Graphits konzipierten Betoniereinrichtung (Abb. 5) wurden 2004 die ersten 19 Container mit Rückbauabfällen vergossen und dabei 22 t Graphit konditioniert. Abbildung 5 zeigt das Einfüllen des Graphitmörtels in einen Betoncontainer. Die Betoncontainer wurden während des Verfüllvorgangs mit einer Kunststoff-Folie vor möglicher Kontamination geschützt. Die H-3-Inkorporationsüberwachung des beteiligten Personals ergab ausschliesslich Nullwerte. Die fertig verschlossenen und ausgehärteten Betoncontainer wurden nach Freigabe durch die Aufsichts- und Bewilligungsbehörde, der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), in das Bundeszwischenlager am PSI gebracht.

4. Schlussfolgerung

Mit der präsentierten Methode konnte erfolgreich das Problem der Entsorgung von aktiviertem Reaktorgraphit unter Berücksichtigung von sowohl strahlenschutzrelevanten als auch ökonomischen Aspekten gelöst werden, indem kein zusätzliches, auf den Graphit zurückgehendes, Abfallvolumen erzeugt wurde. Diese Methode ist sowohl von der Nationalen Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (NAGRA) als auch der HSK akzeptiert und wurde patentiert [5].

5. Danksagung

Die hier vorgestellte Arbeit ist das Resultat einer intensiven und langjährigen Zusammenarbeit sowohl meiner Kollegen im Entwicklungslabor als auch des Rückbauteams DIORIT und der Dokumentations- und Genehmigungsstelle, ihnen allen sei hier herzlich gedankt.

6. Literatur

[1] R. Andres, Multiparameter Optimisation of Dismantling Activities and Waste Management at a Research Centre, Management of Radioactive Waste from Non-Power Applications – Sharing the Experience, International Conference held in Malta, 5-9 November 2001

[2] G. Tress, L. Döhring, H. Pauli, H.-F. Beer, Optimised Conditioning of Activated Reactor Graphite, WM’02 Conference, 24-28 February 2002 Tucson, AZ, USA,

[3] H. Pauli, Strahlenschutzaspekte beim Rückbau des Forschungsreaktors DIORIT, diese Jahrestagung, Beitrag Nr. 69

[4] HSK-Richtlinie R-14, März 2004

[5] G. Tress, L. Döhring, Disposal of Radioactive Materials, PCT WO 00/77793, 21. Dezember 2000

ANALYTISCHE BESTIMMUNG DES RADIONUKLIDINVENTARS IN BESCHLEUNIGERABFÄLLEN

D. Schumann, R. Weinreich, F. Atchison, H.-F. Beer [1]

[1]Paul Scherrer Institut Villigen, Schweiz

Zusammenfassung *— Zur Bestimmung des Radionuklidinventars eines ausgebauten Strahlfängers am PSI wurden sowohl γ-spektroskopische als auch – nach chemischer Trennung einzelner Fraktionen – AMS- (accelerator mass spectrometry) und LSC- (liquid scintillation counting) Messungen durchgeführt. Die erhaltenen Ergebnisse dienen zur Validierung von Rechnungen, das das Nuklidinventar eines Abfallgebindes vorhersagen. Die chemischen Trennmethoden zur Isolation einzelner Elementfraktionen werden vorgestellt.*

Summary *For the determination of the radionuclide inventory of a PSI beam dump γ-spectroscopic as well as –after chemical separation - AMS (Accelerator mass spectrometry) measurements were performed. The results serve as a validation of a calculation code, which predicedt the radionuclide content of the waste for disposal. The chemical separation techniques necessary for isolation of several element fractions are described.*

Schlüsselwörter *— Beschleunigerabfälle, Radionuklidinventar, langlebige Isotope, chemische Trennung*
Keywords *—accelerator waste, radionuclide inventory, long-lived isotopes, chemical separation*

1. Einleitung

In der Vergangenheit wurde der Analyse von Beschleunigerabfällen, bedingt durch die relativ geringen jährlich anfallenden Mengen, vergleichsweise wenig Aufmerksamkeit zuteil. Jedoch ist jetzt durch den in den letzten Jahren stark zugenommenen Ausbau von Beschleunigeranlagen, Neubauten und Stilllegungen verstärktes Engagement erforderlich.
Das Radionuklidinventar eines solchen Gebindes ist generell anders beschaffen als die Abfälle aus herkömmlichen Kernreaktoren. Insbesondere das Langzeitverhalten wird von Nukliden bestimmt, die bisher bei der Beurteilung der Radiotoxizität von Abfällen keine Rolle spielten.
Schon vor einigen Jahren wurde am PSI begonnen, einen ausgebauten Strahlfänger und seine Abschirmteile bezüglich ihres Radionuklidinventars zu untersuchen. Gleichzeitig wurde eine Rechenmethode entwickelt, die das Nuklidinventar durch theoretische Kalkulationen mit Hilfe der Materialzusammensetzung, der Bestrahlungsparameter und der ermittelten Dosisleistung bestimmen kann [1]. Das System wird durch experimentell ermittelte Daten gestützt. Kurzlebige γ-emittierende Radionuklide können zerstörungsfrei gemessen werden. Für sehr langlebige Nuklide und Isotope mit anderen Zerfallseigenschaften sind chemische Trennungen sowie spezielle Messtechniken erforderlich. Diese Nuklide können mit Hilfe der Beschleunigermassenspektrometrie bestimmt werden. Dazu ist zusätzlich eine sehr gute Abtrennung der entsprechenden Isobaren notwendig, da diese die Messung stören. Dies erhöht den ohnehin beträchtlichen Zeitaufwand für die Probenpräparation.

2. Experimentelle Beschreibung

2.1 Probenahme

Bei den untersuchten Materialien handelt es sich um Teile des alten Strahlfängers vom ehemaligen „Target E“, das von 1975 bis 1989 in Betrieb war und 590-MeV-Protonen mit einem integralen Strom von 6.1 Ah exponiert wurde. Es ist anzunehmen, dass die bestrahlten Teile durch primäre Protonen und sekundäre Neutronen aktiviert wurden. Die Details der Probennahme sind in Abb. 1 gezeigt.

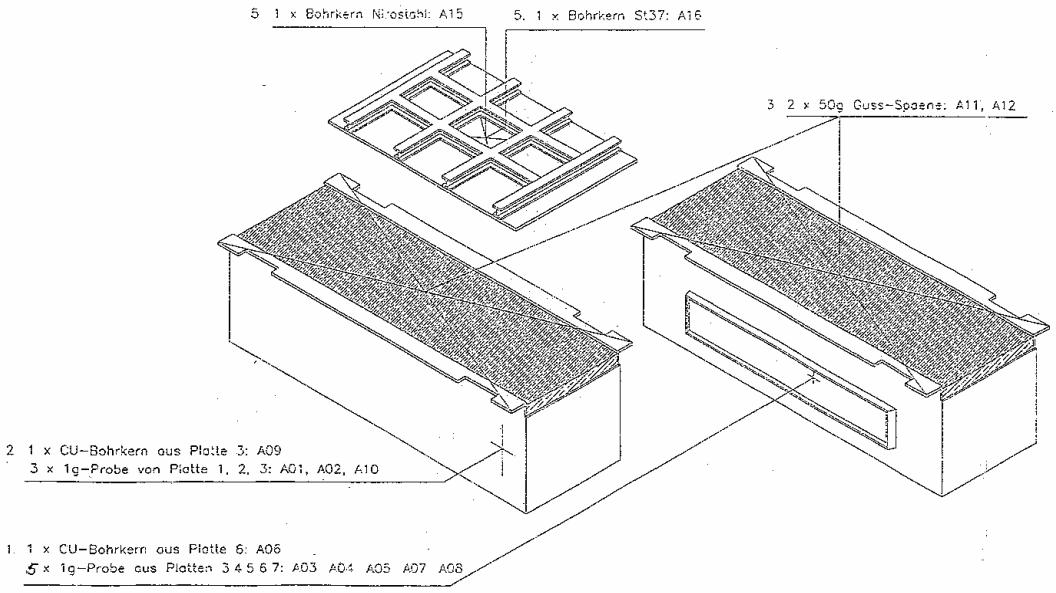


Abb. 1: Probennahme am Strahlfänger des „Targets E“

2.2 Chemische Trennungen und Probenvorbereitung

Für die Separation ausgewählter langlebiger Radionuklide wurden spezifische Trenntechniken entwickelt, die die für die AMS Messungen erforderlichen Randbedingungen (Abtrennungen von den isobaren Nukliden, geeignete chemische Form für die Probenvorbereitung) berücksichtigen. Spezielle Trennungschemata kamen bei der Bestimmung von Wirkungsquerschnitten für die Bildung dieser langlebigen Radionuklide aus mit Protonen unterschiedlicher Energie bestrahlten Bleitargets zur Anwendung [2]. Für die Analyse aus den hier verwendeten Materialien wurden diese Trenntechniken entsprechend modifiziert und angepasst.
Zur Abtrennung von ^{36}Cl wurden die Proben jeweils in einen Dreihalskolben überführt. 5 mg Chlor in Form von NaCl-Lösung wurden zugegeben. Bei gleichzeitiger Einleitung von Stickstoff wurde unter mässigem Erwärmen in konzentrierter HNO_3 gelöst (mit Ausnahme der Edelstahlprobe 15, die eine spezielle Behandlung mit einer $HCl/HNO_3/HF$ erforderte). Die gasförmigen Produkte leitete man in eine mit salpetersaurer Silbernitratösung gefüllte Vorlage ein. Das gebildete Silberchlorid wurde abzentrifugiert, umgefällt und bei 80°C getrocknet. Zur Entfernung von Sulfat (^{36}S – isobares Nuklid zu ^{36}Cl) wurde vor dem

Umfällen mit $Ba(NO_3)_2$-Lösung versetzt. Der getrocknete Niederschlag wird in Probenhalter gepresst und mit Beschleunigermassenspektrometrie gemessen [3].
Zur Bestimmung der langlebigen Isotope ^{10}Be, ^{26}Al, ^{60}Fe und ^{59}Ni mittels AMS wurden Aliquote der entsprechenden Proben in konzentrierter HNO_3 (wiederum mit Ausnahme von Probe 15) gelöst. Die einzelnen Elemente wurden wie folgt abgetrennt:
^{60}Fe: Nach Zugabe von 5 mg Fe-Träger wurde die Lösung zur Trockene eingedampft, der Rückstand in 7 M HCl aufgenommen und das Eisen in Methylisobutylketon extrahiert. Die Rückextraktion erfolgte mit H_2O. Mit NH_3 wurde das Hydroxid gefällt, bei 100°C getrocknet und zur AMS-Messung gebracht [4].
^{26}Al, ^{10}Be: Nach Zugabe von jeweils 2 mg Träger wurden mittels Ammoniak die Elemente als Hydroxide gefällt. Diese wurden in 0.1 M HNO_3 gelöst und am stark sauren Kationenaustauscher DOWEX 50x8 absorbiert. Zur Reinigung des Be von B (Isobare ^{10}B – ^{10}Be) wurde die Austauschersäule mit 20 ml 0.1 M HNO_3 gewaschen. Be kann dann mit 1.1 M HCl, Al mit 4 M HCl eluiert werden. Die Elemente wurden erneut als Hydroxide ausgefällt, getrocknet und bei 800°C zu den Oxiden geglüht [3].
^{59}Ni: Nach dem Auflösen und Zugabe von 5 mg Ni-Träger wurde im Ammoniakalischen mit Dimethylglyoxim gefällt. Der Niederschlag wurde abzentrifugiert und bei 600°C in NiO/Ni überführt [3].
Für die Bestimmung von Radionukliden mit LSC-Technik wurden die Proben ebenfalls wie oben beschrieben in Lösung gebracht. ^{55}Fe wurde analog zur ^{60}Fe-Trennung extrahiert. Die nach der Rückextraktion erhaltene Lösung, die für die LSC-Messung verwendet wurde, enthielt auch die vollständige Menge ^{125}Sb. Die Ausbeutebestimmung erfolgte mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS).
$^{110m/108m}$Ag wurden nach Trägerzugabe als Silberchlorid gefällt und γ-spektrokopisch bestimmt. Auch hier erfolgte die Ausbeutebestimmung mit AAS.
Die Abtrennung des Tritiums erfolgte unter Stickstoffatmosphäre durch Auflösen der Proben in der stöchiometrischen Menge Salpetersäure in einem Dreihalskolben. Danach wurde die Lösung vorsichtig zur Trockene eingedampft, der Rückstand in destilliertem Wasser aufgenommen und erneut eingedampft. Das Volumen der vereinigten Destillate wurde bestimmt und der Tritiumgehalt mit LSC bestimmt.

2.3 Kernphysikalische Messungen

γ-spektroskopische Untersuchungen wurden zuerstörungsfrei mit Hilfe eines HPGe-Detectors (ORTEC) durchgeführt.
Flüssigszintillationsmessungen (LSC) wurden mit einem Liquid-β-Spektrometer und Ultima Gold LLT als Szintillationscocktail durchgeführt.
Die AMS Messungen wurden am Van de Graaff EN Tandem Beschleuniger der ETH Zürich sowie der TU München ausgeführt.

3. Ergebnisse und Diskussion

In Tabelle 1 sind die γ-spektroskopisch und mit LSC-Technik ermittelten spezifischen Aktivitäten ausgewählter Radionuklide von Proben des Beam dumps zusammengefasst. Sie wurden mit theoretischen Vorhersagen, die mit Hilfe des am PSI entwickelten Rechenprogramms PWWMBS (PSI-West Waste Management Bookkeeping System) [1] erhalten wurden, verglichen. Dieses Programm berechnet das Nuklidinventar für individuelle Komponenten unter Benutzung repräsentativer Informationen über die

Bestrahlungsbedingungen (Spektrum, Strahldosis usw.), der Materialzusammensetzung und der integralen Dosisleistung. Die zur Verfügung stehenden Datenbanken variieren gelegentlich beträchtlich. Zur Überprüfung der Zuverlässigkeit solcher Berechnungen sind deshalb Vergleiche mit gemessenen Daten unerlässlich.

Tab. 1: Gemessene und berechnete Aktivitätswerte ausgewählter Radionuklide von Proben aus dem Beamdump des Targets E (alle Angaben in Bq/g, kalibriert auf 1. Januar 2000)

	A6	A9	A11	A12	A15	A16
^{3}H						
berechnet	$2.7\cdot10^{8}$	$2.8\cdot10^{2}$	$1.7\cdot10^{2}$	$3.1\cdot10^{2}$	45	29
gemessen	$3.5\cdot10^{5}$	$1.9\cdot10^{2}$	$5.6\cdot10^{2}$	$1.4\cdot10^{3}$	$6.3\cdot10^{3}$	$2.7\cdot10^{3}$
^{22}Na						
berechnet	$2.7\cdot10^{4}$	$5.8\cdot10^{-2}$	31.6	59.7	8.2	1.89
gemessen	$5.4\cdot10^{3}$	<NWG	19.0	35.0	<NWG	<NWG
^{44}Ti						
berechnet	$2.9\cdot10^{6}$	5.6	18.6	35.1	13.4	5.6
gemessen	$4.4\cdot10^{4}$	4.0	47.0	72.0	32.0	$1.1\cdot10^{2}$
^{54}Mn						
berechnet	$8.8\cdot10^{4}$	2.8	37.4	70.7	16.9	14.7
gemessen	$9.4\cdot10^{3}$	1.8	72.0	88.0	74.0	19.0
^{55}Fe						
berechnet	$5.7\cdot10^{7}$	$2.0\cdot10^{3}$	$1.5\cdot10^{5}$	$2.8\cdot10^{5}$	$1.3\cdot10^{5}$	$1.4\cdot10^{5}$
gemessen	$3.4\cdot10^{6}$	36.0	$4.6\cdot10^{4}$	$7.0\cdot10^{4}$	$8.9\cdot10^{3}$	$5.0\cdot10^{3}$
^{57}Co						
berechnet	$8.7\cdot10^{4}$	4.7	0.1	$2.4\cdot10^{-1}$	1.8	$1.7\cdot10^{-2}$
gemessen	$2.1\cdot10^{3}$	-	-	220	-	32
^{60}Co						
berechnet	$3.8\cdot10^{7}$	$5.9\cdot10^{3}$	$4.8\cdot10^{3}$	$9.1\cdot10^{3}$	$1.4\cdot10^{5}$	$9.4\cdot10^{3}$
gemessen	$9.4\cdot10^{6}$	$1.0\cdot10^{3}$	$3.0\cdot10^{4}$	$4.2\cdot10^{4}$	$4.2\cdot10^{4}$	$1.6\cdot10^{4}$
^{65}Zn						
berechnet	740	0	$2.2\cdot10^{-8}$	$4.1\cdot10^{-8}$	$8.3\cdot10^{-5}$	$9.3\cdot10^{-5}$
gemessen	2.4	-	5.5	3.8	0.34	1.0
^{108m}Ag						
berechnet	15.9	0.3	0	0	0	0
gemessen	26.5	0.7	<NWG	<NWG	0.4	0.8
^{110m}Ag						
berechnet	0.1	0	0	0	0	0
gemessen	1.1	$1.4\cdot10^{-2}$	<NWG	<NWG	<NWG	<NWG
^{125}Sb						
berechnet	0	0	0	0	0	14.5
gemessen	4	7	44	65	8.7	9.2

Wie erwartet, sind sowohl berechnete als auch gemessene Aktivitätswerte in der Probe A6 am höchsten, da diese Position des Beamdumps überwiegend mit primären 590-MeV-Protonen aktiviert wurde. Dagegen ist die Übereinstimmung von gemessenen und berechneten Werten besser für Proben, die vorrangig durch sekundäre Partikel aktiviert wurden. Vermutlich liegt

dies daran, dass die sekundären Teilchen (überwiegend Neutronen) ein homogenes Feld bilden. Der primäre Protonenstrahl hingegen kann durch Inhomogenitäten oder gar „Hot-spots“ gekennzeichnet sein. Deshalb ist der ermittelte Wert stark vom genauen Ort der Probennahme abhängig.
In Tabelle 2 sind die Ergebnisse zur Bestimmung langlebiger Radionuklide dargestellt. Auch hier wurden die gemessenen Aktivitätswerte mit den aus dem Rechenprogramm gewonnenen Vorhersagen verglichen.

Tab. 2: Ergebnisse der AMS-Analyse langlebiger Radionuklide im Beam Dump des Targets E.

Probe	^{36}Cl [Bq/g]	^{10}Be [Bq/g]	^{60}Fe [Bq/g]	^{26}Al [Bq/g]	^{59}Ni [Bq/g]
A1	0.24	$5.76\cdot10^{-5}$	$6.93\cdot10^{-2}$	$1.1\cdot10^{-3}$	20.84
A3	110.02	0.63	$3.67\cdot10^{-2}$	-	
A4	466.30	0.48	$1.69\cdot10^{-1}$	-	
A5	443.69	1.88	$2.92\cdot10^{-2}$	-	
A6 gemessen berechnet	205.86 943	0.27 16.4	1.2 50.1	0.76 14.8	$6.63\cdot10^{3}$ $6.4\cdot10^{4}$
A7 gemessen	175.09	0.68	$5.06\cdot10^{-2}$	-	
A9 gemessen berechnet	0.05 $7.8\cdot10^{-4}$	$1.75\cdot10^{-5}$ $1.3\cdot10^{-5}$	$2.9\cdot10^{-3}$ $2.1\cdot10^{-3}$	$4.78\cdot10^{-4}$ $4.3\cdot10^{-6}$	0.56 4.8
A11 gemessen berechnet	0.08 $9.1\cdot10^{-4}$	$1.03\cdot10^{-3}$ $1.6\cdot10^{-3}$	$1.7\cdot10^{-5}$ $3.2\cdot10^{-6}$	$7.44\cdot10^{-3}$ 0.014	5.82 2.4
A12 gemessen berechnet	0.06 $9.1\cdot10^{-4}$	$2.46\cdot10^{-3}$ $3.0\cdot10^{-3}$	$2.4\cdot10^{-5}$ $6.0\cdot10^{-6}$	$1.07\cdot10^{-2}$ $2.5\cdot10^{-2}$	6.24 4.5
A15 gemessen berechnet	0.59 $6.4\cdot10^{-4}$	- $2.1\cdot10^{-5}$	$4.7\cdot10^{-6}$ $3.9\cdot10^{-6}$	$1.18\cdot10^{-4}$ $3.0\cdot10^{-3}$	30.84 64.1
A16 gemessen berechnet	0.10 $2.0\cdot10^{-4}$	$4.48\cdot10^{-5}$ $2.9\cdot10^{-5}$	$8.5\cdot10^{-6}$ $1.1\cdot10^{-7}$	$2.43\cdot10^{-5}$ $7.8\cdot10^{-4}$	2.1 0.6

Mit Ausnahme der Probe A6 werden die von der NAGRA vorgegebenen Deklarationslimite [5], besonders bezüglich der langlebigen Nuklide, unterschritten. Da es sich bei der Position der primär induzierten Kernreaktionen jedoch um ein sehr kleines Volumen handelt im Vergleich zu den anderen aktivierten Strahlfängerteilen, wird die Einlagerung als unproblematisch eingeschätzt.

4. Danksagung

Die Autoren danken den Herren H-A. Synal, P. W. Kubik (ETH Zürich) sowie Herrn G. Korschinek (TU München) für die Durchführung der AMS Messungen.

5. Literaturverzeichnis

[1] F. Atchison, D. Schumann, R. Weinreich
Comparison of PWWMBS calculated inventories with sample analysis results
TM-85-04-16, 6.Dez.2004

[2] Schumann, D., Weinreich, R., Michel, R., Synal, H.-A., Kubik, P.W.
Excitation Functions for the Production of ^{10}Be, ^{26}Al, ^{129}I and ^{36}Cl in the Reaction ^{nat}Pb(p,xn/yp)Z with proton energies up to 2.6 GeV, Extended abstract

[3] Schumann, D., Weinreich, R., Grasser, R., Eikenberg, J., Atchison, F., Synal, H.-A., Kubik, P.W., Determination and Validation of the Radionuclide Inventory in the old irradiated beam-dump behind Target E at PSI, Part 3: ^{36}Cl, ^{26}Al and ^{10}Be, LCH, PSI Annual report 2005, p. 44

[4] Schumann, D., Weinreich, R., Grasser, R., Korschinek, G., Knie, K., Determination and Validation of the Radionuclide Inventory in the old arradiated beam-dump behind Target E at PSI, Part 2: ^{60}Fe and ^{59}Ni, LCH, PSI Annual report 2005, p. 43

[5] Hugi, M., Teichmann, S.,
Zulässige Aktivitätskozentrationen und Deklarationslimiten für radioaktive Abfälle des PSI West (Beschleunigerareal), NAGRA report AN 99-150, Juni 1999

Neue Konzepte in der Zerlegetechnik – Trockenes Seilsägen

New Technical Concepts in Segmentation – Dry Wire Sawing

Sven Gärtner[1], G. Dutzi[2], H. Praxl[2]

[1]Buchen UmweltService GmbH, Deutschland
[2]WAK, Karlsruhe, Deutschland

Zusammenfassung *– Seilsägen wird im Rückbau kerntechnischer Einrichtungen immer häufiger eingesetzt. Neue Techniken ermöglichen ein trockenes Sägeverfahren mittels Luftkühlung und Absaugung des Schnittstaubes, d.h. ohne aufwändiges Auffangen von Wasser, ohne Schlammentsorgung. Hauptanwendungen sind dabei vor allem Zerlegung von Großkomponenten, Schneiden von Beton sowie Edelstählen.*

Summary – *wire sawing is used more and more in dismantling in nuclear facilities. New techniques allow dry wire sawing processes with air cooling and exhausting dust without water collecting and mud disposal. Most applications are chiefly dismantling of big components, cutting of concrete and stainless steel.*

Schlüsselwörter *– trockenes Seilsägen, Luftkühlung, Rückbau, Demontage*
Keywords *– dry wire sawing, air-cooling, dismantling*

1. Einleitung

Die steigenden Anforderungen an die Zerlegetechniken im Rahmen von Rückbaumaßnahmen in kerntechnischen Anlagen erfordern in zunehmendem Maße differenzierte Verfahren. Die Buchen UmweltService GmbH setzt daher im Bereich der Zerlegung folgendes neue Trockenseilsägeverfahren ein.

2. Technik

Das vorzustellende Seilsägeverfahren, das unter anderem beim Rückbau der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe (WAK) genutzt wird, beruht auf einer Trockensägetechnik.
Die hauptsächliche Neuerung des Verfahrens gegenüber den bisher angewendeten Verfahren liegt in dem vollständigen Verzicht auf eine Kühlung bzw. Schmierung des Seils mittels Wasser.

Dies bedingt zum Einen den Einsatz von neu entwickelten Seilen, die ohne Wasserkühlung trotzdem eine ausreichende Schnittleistung besitzen, da dies – sowohl in Hinblick auf die Schnittgeschwindigkeit als auch auf die Standzeit – dabei in direktem Verhältnis zu den resultierenden Schnittkosten steht.

Zum Anderen ist die Verwendung einer sogenannten Speicherseilsäge notwendig. Diese ermöglicht die Verwendung von größeren Seillängen und besitzt zudem eine pneumatische Vorschubregelung. Das Seil wird dabei größtmöglich geschont, da es durch die Länge eine genügende Verweilzeit im Seilspeicher besitzt, um wieder abkühlen zu können. Stöße und Schläge - wie sie bei der Schnittdurchführung immer wieder direkt auf das Seil einwirken – werden zudem durch die Pneumatik stark gemildert

Der Antrieb erfolgt mittels eines Elektromotors, der bei gleicher Leistung ein zusätzliches Hydraulikaggregat überflüssig macht und gleichzeitig eine sehr genaue, stufenlose Regulierung der Seilgeschwindigkeit ermöglicht.

Abb. 1: Ziehen eines gesägten Blockes

3. Anwendung

Im Rahmen des Rückbaus der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe werden zur Zeit Durchbrüche mit einer Stärke von bis zu 1750 mm durch Betonwände in die Zellen des Prozessgebäudes geschaffen. Diese sind zum Einen zur Schaffung von Zugängen und zum Anderen aber auch zum Ausbau von kompletten Rohrleitungsbündeln notwendig.

Durch diese Öffnung, der meist nur von oben zugänglichen Zellen, wird ein einfacherer Zugang für die Demontage und die im Anschluss erforderliche radiologische Bewertung bzw. Freimessung geschaffen. Die entfernten Blöcke mit den darin eingeschlossenen Rohrdurchführungen werden ohne diese zu beschädigen geschnitten und für die weitere Verarbeitung – entsprechend verpackt – an die Hauptabteilung Dekontaminationsbetriebe des Forschungszentrums Karlsruhe übergeben.

Die so entstehenden Blöcke müssen hierbei so geschnitten und dimensioniert werden, dass diese gezogen und – weit wichtiger – mit den entsprechenden Hilfsmitteln wie Kränen, Hebebühnen, Rollenbahnen und Ähnlichem aus dem Prozessgebäude verbracht werden können. Dies bedeutet u.a. die eine Schnittführung unter einem Winkel von ca. 3 ° gegenüber der Horizontalen. Zudem werden mit Gleitmitteln versehene Bleche während des Schneidens in die Schnittöffnungen eingebracht, um das Entfernen der geschnittenen Blöcke später zu erleichtern. Da dies aber meist nicht direkt im Anschluss an das eigentliche Schneiden der Blöcke erfolgen kann, müssen die Blöcke bis zu diesem Zeitpunkt gegen ein unbeabsichtigtes Verrutschen gesichert werden.

Abb. 2: Schneiden eines Blockes in der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe

4. Unterschiede und Vorteile

Wie unter dem Punkt Technik bereits beschrieben, entfällt beim Trockenseilsägen das aufwändige Auffangen des Wassers, das sonst üblicherweise beim Seilsägen zur Kühlung und Schmierung eingesetzt wird. Hierdurch entfällt auch die kostenintensive Konditionierung und Entsorgung dieses sonst anfallenden Kühlwassers und insbesondere des dabei ebenfalls anfallenden Schlammes.

Die Kühlung des Seils kann bei dieser Methode nur über die Luft erfolgen. Dies geschieht einmal über die Absaugung des Sägestaubes an der Schnittstelle und über die Verweilzeit während des Durchlaufens des Seilspeichers. Die Temperatur des Seils ist dabei direkt abhängig von der Kontaktzeit mit dem zu schneidenden Medium, der zu schneidenden Materialart, dem gewählten Anpressdruck und der Seilgeschwindigkeit. Dies bedeutet für die Arbeitsdurchführung, dass ein optimale Anpassung zwischen Schnittführung und maximaler Seilgeschwindigkeit erfolgen muss. Zusätzliche begrenzende Parameter sind die Geometrie und die Materialbeschaffenheit des zu schneidenden Objektes.

Der beim Schneiden entstehende Abrieb wird – anders als beim wassergekühlten Sägen – nicht gebunden und muss zur Verhinderung einer Kontaminationsausbreitung direkt an der Schnittstelle mittels entsprechender Sauganlagen abgesaugt und aufgefangen werden. Die ständig nachströmende Luft bewirkt dabei gleichzeitig einen kühlenden Effekt.

5. Schlussfolgerung

Das trockene Sägeverfahren bewirkt zwar eine Verringerung der erzielbaren Schnittgeschwindigkeiten, führt aber ebenfalls zu einer Verringerung des Arbeitsaufwandes und zu einer – insgesamt betrachtet –deutlichen Kostenreduzierung durch den Wegfall des zu entsorgenden Schlamm-Wassergemisches. Zudem ist es durch dieses Verfahren möglich Schnitte durchzuführen, die mit herkömmlichen Methoden nur schwer und mit großem Aufwand zu bewerkstelligen waren (z.B. Schnitte durch Hohlwände, Auffangen von Kühlwasser bei komplexen Geometrien, o.ä.). Durch die technologische Entwicklung der Maschinen und die weiterentwickelte Werkzeugtechnik ist es somit heute möglich, Schnitte trocken durchzuführen.

6. Ausblick

Bei den in Zukunft anstehenden Rückbauten von kerntechnischen Anlagen steht immer mehr auch die In – Situ – Zerlegung von Großkomponenten im Fokus. Hierfür steht in der Anwendung der Trockenseilsägetechnik eine technisch und wirtschaftlich interessante Alternative zur Verfügung. Wie die beispielhafte Zerlegung erster Großkomponenten aus konventionellen Anlagen beweisen, ist die Durchführung von Schnitten durch Komponenten, selbst wenn diese komplett aus Stahl bestehen, technisch realisierbar. Dies bedeutet, in der Zukunft wird es nicht mehr nötig sein Großkomponenten mühevoll komplett aus dem Kontrollbereich zu entfernen , um sie dann Andernorts unter Zuhilfenahme von entsprechend groß dimensionierter konventioneller Zerlegetechniken (Bandsägen, etc.) zu zerkleinern, sondern man wird diese vor Ort in handhabbare Teilstücke zerlegen und wahrscheinlich direkt so weiter konditionieren können, dass keine weitere Zwischenbehandlung vor der eigentlichen Verwertung oder Beseitigung mehr notwendig ist.

Dekontamination von Rohrleitungs- und Behältersystemen mittels Wasserhochdruckreinigungsverfahren

New Decontamination of pipeline and container systems with high pressure water jetting

Sven Gärtner, Zoran Radisic

Buchen UmweltService GmbH, Deutschland

Zusammenfassung *– Bei der Dekontamination mittels Wasserhochdruck kommt ein Verfahren zum Einsatz, welches sowohl den erhöhten Anforderungen an die Reinigung und die sicherheitstechnischen Belange genügt sowie eine Verminderung der Dosisbelastung für die Mitarbeiter bewirkt. Dabei werden neu entwickelte Techniken auf die jeweiligen Reinigungsproblematiken unter Vermeidung von Kontaminationsverschleppungen abgestimmt .*

Summary – *decontamination with high pressure water jetting is particularly suitable in cleaning and safety engineering as well as reduction of dose rates for employees. New techniques will be applied in a special way to avoid dispersions of contamination.*

Schlüsselwörter *– Dekontamination, Wasserhochdruckreinigung, Rückbau, Demontage*
Keywords *– decontamination, high pressure water jetting, dismantling*

1. Einleitung

Die steigenden Anforderungen an Dekontaminationstätigkeiten im Rahmen von Rückbaumaßnahmen in kerntechnischen Anlagen erfordern in zunehmendem Maße differenzierte Verfahren. Die Buchen UmweltService GmbH setzt daher im Bereich der Dekontamination von Rohrleitungen und Behältern an diese Anforderungen angepasste und entsprechend neu optimierte Wasserhochdruck-Prozesse zur Reinigung der betroffenen Systeme ein.
Diese Prozesse tragen den rückbau- und sicherheitstechnischen Anforderungen Rechnung und haben sich bereits in der Anwendung bei in Betrieb befindlichen Anlagen bewährt.

2. Dekontamination

Für das Öffnen und den Rückbau von Rohrleitungs- und Behältersystemen ist es unerlässlich das theoretisch freisetzbare Aktivitätspotential soweit als möglich zu reduzieren. Dies umso mehr, als bei dem anschließenden Einsatz von diversen Zerlegetechniken die Freisetzung von Aktivität durch die Ablösung und Aufwirblung von Belägen und Anhaftungen fast zwangsläufig der Fall ist. Gelingt es, diese Beläge und Anhaftungen durch eine vorangehende Reinigung, bei der das System nur an wenigen Stellen geöffnet werden muss, soweit zu dekontaminieren, dass die zurückbleibenden Beläge nicht mehr oder nur schwer (z.B. bei thermischen Trennverfahren) gelöst werden können, kann bei der nachfolgenden Demontage auf aufwändigere Arbeitsschutz- und Verpackungsmaßnahmen meist verzichtet werden. Bei der Dekontamination mittels Wasserhochdrucktechnik werden dabei nicht nur die Beläge und Anhaftungen – oder sogar Rohrverschlüsse – gelöst, sondern durch das Wasser weitestgehend

so gebunden und aus dem System ausgespült, dass es während der eigentlichen Reinigung zu keiner weiteren Kontaminationsverschleppung oder gar Freisetzung kommen kann.

3. Dosisreduzierung

Nicht nur bei der Durchführung von Rückbauarbeiten an ehemals aktivitätsführenden Leitungen und Behältern sondern schon bei Rückbauarbeiten in Räumen, in denen solche Leitungen und Behälter vorhanden sind, können erhöhte Ortsdosisleistungen an diesen Systemen zu hohen Kollektiv- und Einzeldosen der eingesetzten Mitarbeiter führen.

Gerade bei Arbeiten in Räumen mit hoher Ortsdosisleistung wurde dabei bis dato oftmals eine Dosisreduzierung durch Abschirmmaßnahmen dargestellt. Dies erscheint aber gerade im Rückbau nicht angebracht, da die Quelle dadurch nicht beseitigt wird und die Dosisbelastung durch die Durchführung der notwendigen Abschirmmaßnahmen selbst nicht zu vernachlässigen ist.

Abb. 1: HD – Reinigung einer Rohrleitung mit hoher Ortsdosisleistung

Durch die Durchführung von Hochdruckreinigungsarbeiten, die natürlich auch zu einer – wenn auch geringeren – Dosisbelastung des Bedienpersonals führen, lässt sich oftmals die Dosisleistung durch die Entfernung der Ablagerungen gezielt deutlich reduzieren. So haben zum Beispiel Reinigungsarbeiten in einem noch in Betrieb befindlichen Kernkraftwerk zu einer Reduzierung der Kollektivdosisbelastung des Montagepersonals, das in einem entsprechenden Bereich tätig werden sollte, von ca. 1 MannSv geführt, wobei sich die Dosisbelastung des Reinigungspersonals selbst im Bereich von ca. 10 mSv bewegte.

4. Technik & Sicherheit

Abgestimmt auf die jeweilige Rohrleitungs-, Behälter- oder Wärmetauschergröße, den Verschmutzungsgrad, die physikalische und chemische Beschaffenheit und weitere Parameter erfolgt die Durchführung des Reinigungsprozesses. Es kommen hierbei diverse Düsensätze und Tankwaschköpfe, Spiralen und Lanzen, Pumpen mit Elektro- oder Dieselantrieb und verschiedenen Druck- und Wasserleistungen (bis zu 2500 bar und dabei schon deutlich abrasiver Wirkung) zum Einsatz. Zusätzlich werden für die Handhabung notwendige Hilfseinrichtungen (Abdeckungen, Spritzschutz, Fangeinrichtungen u.ä.) installiert, um die Arbeiten – gerade im Einsatz zur Dosisreduzierung – so effektiv und sicher wie möglich durchführen zu können.

Im Hinblick auf die Verhinderung einer möglichen Kontaminationsverschleppung innerhalb des Reinigungssystems wird ein innovatives Rückhaltesystem eingesetzt, das den unbemerkten Rückfluss von möglicherweise kontaminiertem Reinigungsmedium über die Hochdruckzuführung wirkungsvoll verhindert. Dieses zweistufig aufgebaute System besteht aus einem aktiv angesteuerten Kugelhahn, der den Zu – und Rückfluss in der Hochdruckzuführung mittels einer über die Pumpenansteuerung verknüpften Schließarmatur steuert. Zusammen mit einem passiv wirkenden, ebenfalls in die Hochdruckzuleitung eingefügtem Rückschlagventil, wird so wirkungsvoll ein Rückfluss in der Hochdruckzuführung und damit zurück in den Vorlagebehälter der Pumpe – die meist sogar außerhalb des Kontrollbereiches positioniert werden kann – verhindert.

Abb. 2: aktiv gesteuerte Absperrarmatur

5. Zusammenfassung

Mit der Weiterentwicklung der Wasserhochdruckreinigung stehen heute Instrumente zur Verfügung, die nicht nur den Anforderungen an die Möglichkeit zur Dekontamination gerecht werden, sondern zeitgleich eine Optimierung der sicherheitstechnischen Belange bieten. Dies bezieht sich besonders auf Strahlenschutzaspekte in Bezug auf eine Minimierung der Dosisbelastung von eingesetzten Mitarbeitern und Personal als auch auf eine deutliche Verringerung der Kontaminationsgefahr sowohl während als auch nach einer erfolgten Reinigung.

Spezielle Aspekte des Strahlenschutzes und der Entsorgung beim Rückbau des Forschungsreaktors Jülich FRJ-2

Specific Aspects of Health Physics and Waste Disposal at the Dismantling of the Research Reactor Jülich FRJ-2

B. Stauch, G. Damm, J. Kotchoubey

Forschungszentrum Jülich
Zentralabteilung Forschungsreaktoren

Zusammenfassung
Der Forschungsrektor FRJ-2 DIDO wird im Mai 2006 nach über 40 jähriger Betriebszeit abgeschaltet. Die Planungen zur Stilllegung und zum vollständigen Rückbau wurden aufgenommen. Die speziellen Merkmale der kompakten schwerwassergekühlten und -moderierten Anlage mit einer Leistung von 23 MW stellen insbesondere hinsichtlich der hohen Tritiumaktivität in den Kreisläufen und der Demontage des stark aktivierten Topschildstopfens besondere Anforderungen an den Strahlenschutz beim Rückbau.

Summary
After an operational period of more than 40 years the Research Reactor FRJ-2 will be shut down in May 2006. Plannings for the decommissioning were started meanwhile. The characteristics of this compact heavy water cooled and moderated facility with a power of 23 MW, especially the fact of the high tritium activity and the highly activated top shield plug require specific measures for the health physics safety during the dismantling.

Schlüsselwörter *— Forschungsreaktor, Tritium, Aktivierung, Rückbau*
Keywords *— research reactor, tritium, activation, dismantling*

1. Einleitung

Der Forschungsreaktor FRJ-2 DIDO wird seit November 1962 betrieben. Als jahrzehntelang stärkste Neutronenquelle Deutschlands wurde die Reaktoranlage für Neutronenstreuexperimente, Probenbestrahlungen und zur Herstellung von Radioisotopen und -pharmaka genutzt. Im Juni 2004 wurde der Beschluss gefasst, den Reaktor FRJ-2 im Mai 2006 abzuschalten und das seit Januar 2003 laufende Genehmigungsverfahren zur Umstellung des Reaktorkerns auf den Weiterbetrieb mit niedrig angereichertem Uran einzustellen. Basierend auf den Erfahrungen beim Abbau des FRJ-1 – einem Schwimmbadreaktor mit 10 MW Leistung - , wurden mit Zeitpunkt des Stilllegungsbeschlusses Planungsarbeiten zum Rückbau der Gesamtanlage des FRJ-2 „zur grünen Wiese" aufgenommen. Baugleiche Anlagen wie der FRJ-2 wurden in Großbritannien, Dänemark und Australien betrieben. Diese Anlagen wurden schon in der Vergangenheit, bis auf den HIFAR-Reaktor in Australien, stillgelegt und befinden sich z.T. im „Sicheren Einschluss". Ein vollständiges Rückbaukonzept wurde allerdings noch für keine Anlage entwickelt. Daher wird bei der Planung des Rückbaus des FRJ-2 in vielerlei Hinsicht Neuland betreten, da keine Erfahrungen zum Rückbau einer kompakten Tankanlage mit hoher Neutronenfluenz, vierzigjähriger Betriebszeit und hohem Tritiuminventar vorliegen. Der Rückbau der Reaktoranlage FRJ-2 umfasst die eigentliche Reaktorhalle mit Nebengebäuden, das Externe Neutronen-Leiter-Labor (ELLA) und die Technikumshalle mit den Beckenanlagen zur Handhabung und Lagerung der abgebrannten Brennelemente.

2. Die Reaktoranlage

Der Forschungsreaktor FRJ-2 wird mit hoch angereichertem Uranbrennstoff betrieben und mit Schwerwasser moderiert und gekühlt. Der Reaktor ist eine Tankreaktoranlage mit einer thermischen Leistung von 23 MW. Die Reaktorleistung wurde von anfänglich 10 MW in zwei Schritten auf den heutigen Wert angehoben. Die thermische Neutronenflussdichte beträgt heute ca. $2{,}5\times10^{14}$ n/cm^2×s. Durch parasitären Neutroneneinfang wird im Schwerwasser der β-Strahler Tritium gebildet, daher müssen alle schwerwasserführenden Komponenten hohen Dichtheitsanforderungen genügen. Aus diesem Grunde und um die Menge des sehr teuren Schwerwassers zu begrenzen, sind alle schwerwasserführenden Komponenten direkt unterhalb des Reaktor-Aluminium-Tanks (RAT) im sog. Schwerwasserraum angeordnet. Die 25 tubularen Brennelemente mit einem ^{235}U-Gehalt von 80% bzw. 93% befinden sich im Reaktoraluminiumtank. Die aktive Kernhöhe beträgt 61 cm. In den Reaktortank hinein ragen insgesamt 58 horizontale und vertikale Strahlrohre, in welchen Bestrahlungsexperimente durchgeführt werden oder durch die Neutronen aus dem Reaktor für Streuversuche herausgeführt werden. Das wichtigste Strahlrohr befindet sich im 10 Zoll -Einschub SV 5. Es beherbergt die sogenannte kalte Quelle, in welcher der Neutronenstrahl mit flüssigem Wasserstoff moderiert und zum ELLA geführt wird, wo sich weitere 11 Neutronenstreuexperimente befinden. Die Abbildung 1 zeigt eine schematische Darstellung des RAT mit dem umgebenden Reaktorblock und dem darunter liegenden Schwerwasserraum.

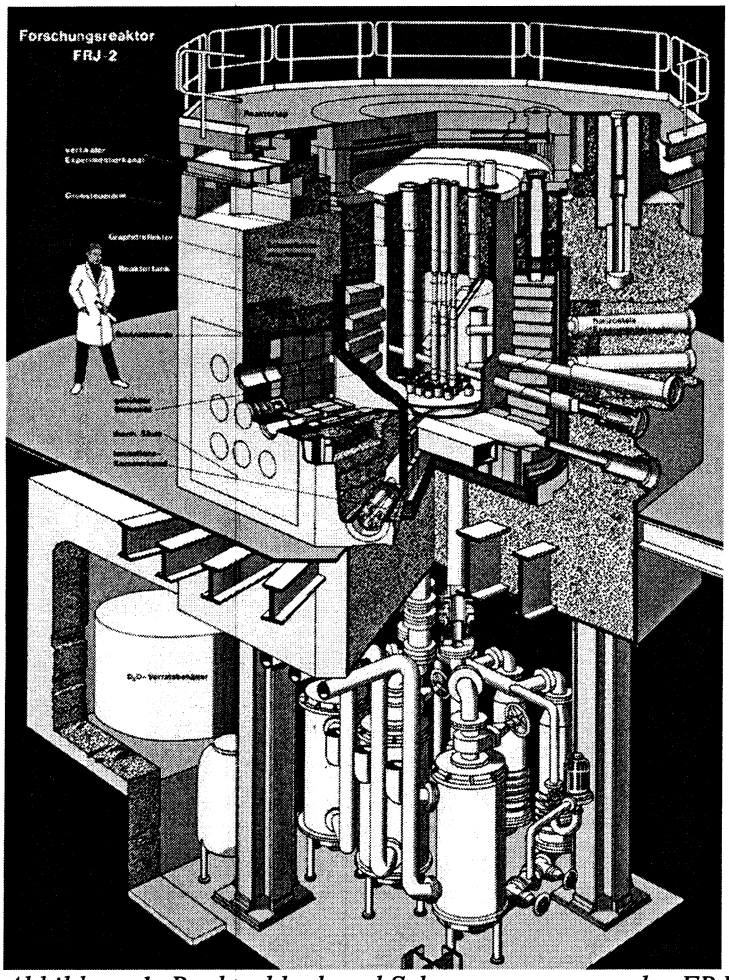


Abbildung 1: Reaktorblock und Schwerwasserraum des FRJ-2

Konzentrisch um den RAT angeordnet ist der Graphitreflektor, welcher sich wiederum in einem doppelwandigen, mit Blei ausgefüllten Stahltank befindet. Innen besitzt der Stahltank eine Boral-Auskleidung. Die Betonabschirmung zwischen Stahltank und der äußeren Stahlverkleidung bildet den biologischen Schild. Dieser Betonmantel hat eine Mindestdicke von 1500 mm und ist in Kernhöhe durch einen Eisenschrotbetonring von 460 mm Dicke und 1800 mm Höhe ersetzt. Nach oben ist der RAT durch den sog. Topschildstopfen abgeschlossen. Dieser besteht aus einem Zylinder aus nichtrostendem Stahl, mit diversen Durchführungen für Brennelemente und Bestrahlungseinschübe, in welchem sich mehrere Schichten von Abschirmmaterialien, einschließlich einer 990 mm starken Schicht aus Eisenschrotbeton, befinden.

3. Radiologische Ausgangssituation

Die im Folgenden beschriebene radiologische Ausgangssituation zum Zeitpunkt der Abschaltung des Reaktors bestimmt die beim Rückbau notwendigen Planungen für den Strahlenschutz und die Entsorgung.

3.1 Nuklidvektor

Die gegenwärtig relevanten Nuklide für die Freigabe und die Abgabe radioaktiver Abfälle am FRJ-2 werden im Wesentlichen durch die Aktivierungsprodukte bestimmt; hinzu kommen einige Spaltprodukte. α–strahlende Nuklide spielen im FRJ-2 praktisch keine Rolle. Die relevanten Nuklide sind als normierter Vektor (Nuklidvektor NV1) in der Abbildung 2 dargestellt.

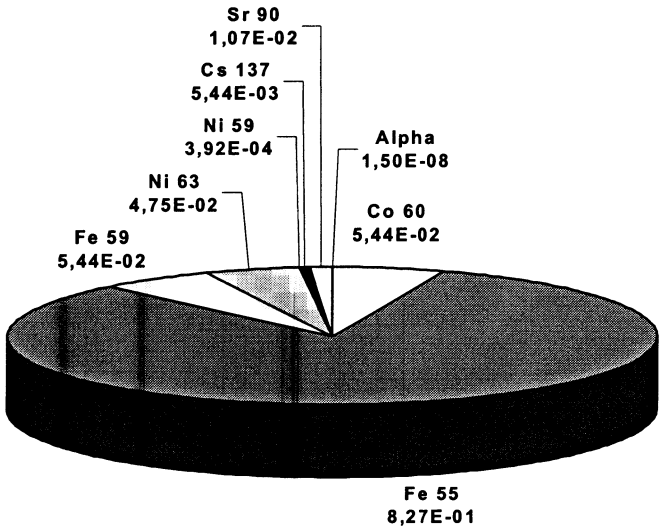


Abbildung 2: Nuklidvektor des FRJ-2

Tritium (^3H) ist in diesem Vektor nicht berücksichtigt. Es wird separat betrachtet und z.Z. jeweils über eine Abschätzung der Feuchte von Materialien oder durch Probennahme und Analyse mittels Flüssig-Szintillationszähler bestimmt.
Bei der Aktivierung von Reaktoreinbauten, insbesondere des Reaktorblocks sind weitere Nuklide von Bedeutung:

Tabelle 1: Relevante Aktivierungsprodukte am FRJ-2

Material:	**Beton**				**Blei**		**Allgemein**		
Nuklide:	^{45}Ca	^{133}Ba	^{152}Eu	^{154}Eu	^{108m}Ag	^{110m}Ag	^{65}Zn	^{113m}Cd	^{36}Cl
HWZ:	163 d	10 a	13,3a	8,8 a	127 a	249 d	244 d	14,6 a	3,0E+5a

Aufgrund des geringen Freigabewertes für ^{60}Co gemäß Anlage III, Tabelle 1, Spalte 5 der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) von 0,1 Bq/g, ist ^{60}Co nicht nur das Schlüsselnuklid des FRJ-2, sondern es bleibt auch für eine Zeitspanne von ca. 20 Jahren das für die Freigabe relevante Nuklid.

Die Nuklidvektoren und die Verteilung der Kontamination in den einzelnen Überwachungs- und Raumbereichen des FRJ-2 werden vor der Beantragung der Rückbaugenehmigung durch Beprobung ermittelt und in Form eines Kontaminationsatlas zusammengestellt.
Zur Beurteilung des Aktivitätsinventars des Reaktorblocks werden Neutronenaktivierungsberechnungen mit dem im Betrieb validierten MCNP-Rechenprogramm durchgeführt.

3.2 Tritium

Die Tritium-Aktivitätskonzentration des Schwerwassers beträgt zum Zeitpunkt der Abschaltung des Reaktors ca. $2{,}1 \times 10^{11}$ Bq/l, das gesamte ^3H-Inventar beträgt dann ca. 2,4E+15 Bq (2,4 PBq). Dieses sehr hohe Tritiuminventar und die hohe Aktivitätskonzentration im Primärkreis stellen eine besondere Herausforderung an den Strahlenschutz beim Rückbau dar. Die Entsorgung des Schwerwassers und die anschließende Trocknung des Primärkreises werden daher erste Maßnahmen in der Nachbetriebsphase darstellen. Zur Vermeidung von dosisrelevanten ^3H-Inkorporationen müssen dabei alle Arbeiten an schwerwasserführenden Systemen unter Vollschutz mit Fremdbelüftung ausgeführt werden.

3.2 Kernbrennstoffe

Wenn der Reaktorbetrieb bis Mai 2006 erwartungsgemäß verläuft, werden alle am FRJ-2 vorhandenen Brennelemente im Reaktor bestrahlt worden sein.
Nach Abschaltung des Reaktors werden die Brennelemente aus dem Kern entladen und nach Umsetzen im internen Absetzblock in die Beckenanlage der Technikumshalle gebracht. Bis spätestens zum Jahre 2009 werden alle abgebrannten Brennelemente in die USA abtransportiert worden sein. Die Anlage ist somit zu Beginn der Rückbauarbeiten praktisch frei von Kernbrennstoffen. In einigen Bestrahlungseinschüben, die zum Zeitpunkt der Reaktorabschaltung bereits entsorgt sein sollen, befinden sich ebenfalls bestrahlte Kernbrennstoffe. In einigen Loop-Experimenten, in welchen Materialtestbestrahlungen von Kernbrennstoffen stattfanden, können an einigen Stellen der Reaktorsysteme noch heute Brennstoff- und Spaltproduktkontamination an aktivitätsführenden Systemen des FRJ-2 vorhanden sein. Durch thermische Belastung, Fabrikationsmängel und strömungstechnische Zerstörungen (Kavitation) ist es Anfang der 70er Jahre mehrfach zu Brennelementschäden beim FRJ-2 gekommen. Bei bestimmten Kreislauf-Komponenten ist daher ebenfalls mit Ablagerungen in Form von

Resten von Brennstoff und Spaltprodukten zu rechnen; ansonsten sind beim Rückbau des FRJ-2 keine α–strahlenden Nuklide, insbesondere Aktinide zu erwarten.

4. Spezifische Strahlenschutz-Probleme beim Rückbau des FRJ-2

Beim Rückbau des FRJ-2 ergeben sich aufgrund der anlagenspezifischen, aber auch genehmigungsrechtlichen Gegebenheiten besondere Herausforderungen für den Strahlenschutz.
Zum Beispiel sei erwähnt, dass die Reaktorhalle des FRJ-2 aus 8 mm dickem Stahlblech besteht, dieses hat für die γ-Strahlung des ^{60}Co nur einen Schwächungsfaktor von S = 1,4. Zum Vergleich: eine 1 m starke Betonwand eines Containments hat einen Schwächungsfaktor für ^{60}Co von $S = 2{,}3*10^4$.Von der Stahlwand kann also hinsichtlich einer Abschirmwirkung in Richtung der Umgebung kein Kredit genommen werden. Alle Rückbaumaßnahmen, bei welchen stark strahlende Komponenten in der Reaktorhalle gehandhabt werden, müssen dahingehend beurteilt werden, ob dadurch in der Umgebung der Reaktorhalle Dosisleistungen von mehr als H=3 μSv/h (Grenze des Kontrollbereiches, gemäß § 36 (1) der StrlSchV) auftreten können. Als Beispiel sei eine unabgeschirmte Komponente mit einer ^{60}Co-Aktivität von $3*10^{11}$ Bq angeführt. Diese hat in einem Meter Abstand eine Dosisleistung von H=100 mSv/h. Die Grenze des Kontrollbereichs entsteht in mehr als 70 m Entfernung von der Außenseite des Reaktorgebäudes und damit außerhalb des Zauns des Anlagengeländes!
Bei einem entsprechenden Betoncontainment mit 1 m Wandstärke würde kein Kontrollbereich außerhalb des Gebäudes entstehen.
Eine administrative Besonderheit liegt in der genehmigungsrechtlichen Vorgabe, dass die individuelle Personendosis am FRJ-2 auf 200 μSv/Tag begrenzt ist. Dies führt bei der Planung von Arbeiten mit externer, aber besonders interner Strahlenbelastung zu Einschränkungen.

4.1 Schwerwasser -Entsorgung und Trocknung

Der Primärkühlkreislauf des FRJ-2 enthält insgesamt ca. 11000 l Schwerwasser (D_2O). Als eine der ersten Maßnahmen in der Nachbetriebsphase ist die Entwässerung aller schwerwasserführenden Kreislaufsysteme vorgesehen. Diese Maßnahme kann im Rahmen der Betriebsgenehmigung durchgeführt werden. Anschließend ist eine sorgfältige Trocknung aller schwerwasserführenden Komponenten einschließlich der Mischbettfilter und der Brennelementwechselflasche notwendig. Hierzu wurde eine spezielle D_2O-Trocknungsanlage konzipiert: Diese ermöglicht die Minimierung der Tritium-Emissionen durch einen Betrieb im geschlossenen Kreislauf. Die Trocknung der Komponenten basiert auf der Variation der Kreislauf-Lufttemperatur (sog. Konvektionstrocknung). Das Luft-Schwerwasserdampf-Gemisch, das sich nach der Entwässerung noch in dem betroffenen Bauteil befindet, wird über eine Gaspumpe zu einem Wärmeaustauscher gefördert. Im Wärmeaustauscher wird das Gemisch von einem sekundären Kühlkreislauf auf ca. 20°C abgekühlt, so dass das meiste Schwerwasser auskondensiert und in einem Kondensatbehälter aufgefangen wird. Die trocknere Luft wird im nächsten Schritt in einer Heizeinrichtung auf ca. 100°C erwärmt und gelangt über die Austrittsventile zur zu trocknenden Komponente zurück. Durch diese heiße, trockene Luft kann das in der Komponente enthaltene Restwasser noch schneller verdampfen. Dieser Kreislaufprozess wird solange betrieben, bis im Bauteil der notwendige Trocknungsgrad erreicht ist.

Die D_2O-Trocknungsanlage ermöglicht somit in dieser anspruchsvollen Rückbauphase eine sichere und effektive Trocknung der stark tritiumbelasteten Primärkühl- und Tankheliumkreislaufkomponenten.

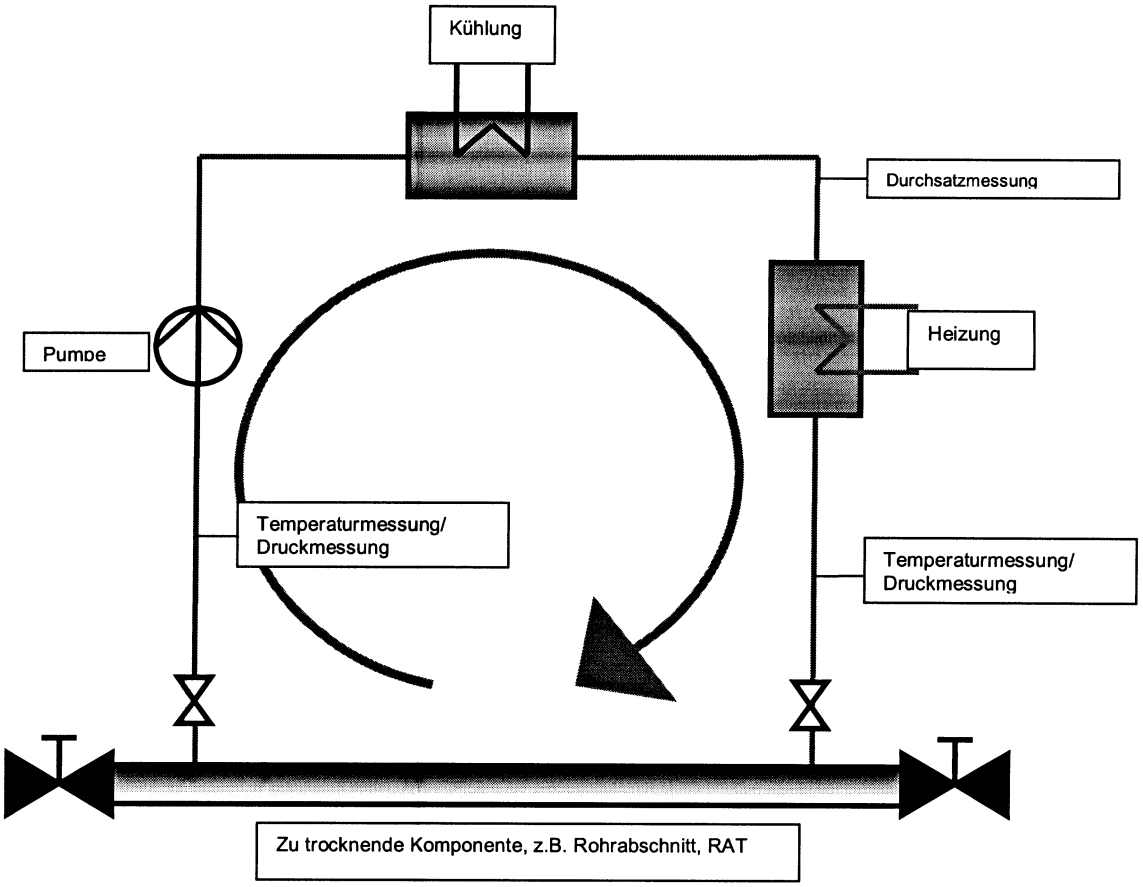


Abb. 3: Funktionsweise der D_2O-Trocknungsanlage des FRJ-2

Die Entsorgung des Schwerwassers ist z.Z. noch nicht geklärt. Schwerwasser unterliegt dem Proliferationsschutz, gleichwohl wäre die Veräußerung dieses Wertstoffes die sinnvollste Variante. Eine mögliche Alternative wäre die Verfestigung (Zementierung) und Zwischenlagerung im Abfalllager der Dekontaminationsbetriebe des Forschungszentrums, allerdings würde dies eine Menge von mehr als 600 Stück 200 l-Fässern bedeuten.
Die 24000 kg Graphit des Reflektors sind ebenfalls stark mit Tritium kontaminiert.

4.2 Entsorgung des Topschildstopfens

Den oberen Abschluss des RAT bildet der sogenannte Topschildstopfen (siehe Kap.2). Die Details des RAT mit dem Topschildstopfen – dort Al-Tank-Schild genannt - sind der Abbildung 4 zu entnehmen. Die Abschirmung des Stopfens ist von unten (Kernseite) nach oben wie folgt aufgebaut:

- 19 mm Edelstahl
- 2mm Cadmiumblech
- 100 mm Blei mit Kupferrohren
- 2x 19 mm Stahl, bzw. Edelstahl
- 990 mm Eisenschrotbeton
- 19 mm Edelstahl

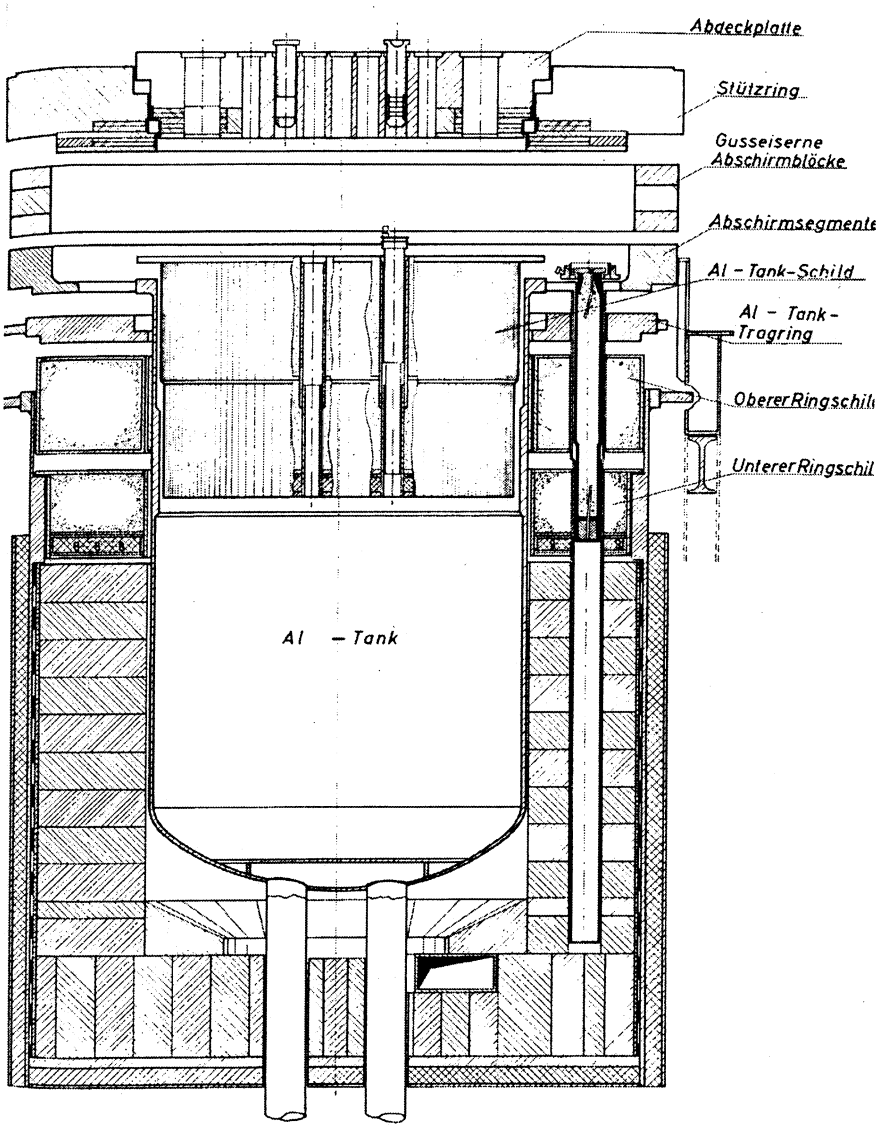


Abbildung 4: Reaktor-Aluminium-Tank (RAT) mit Topschildstopfen und Graphitreflektor

Die untere Edelstahlplatte ist aufgrund ihrer Nähe zum Reaktorkern stark aktiviert. Basierend auf den Parametern:

- Kobaltgehalt des Edelstahls: 685 - 940ppm
- Neutronenfluss: $1*10^{11}$ n/cm²*s

wurde eine ^{60}Co-Aktivität in der Größenordnung von 10^{13} Bq berechnet. Messergebnisse, welche beim Austausch des Topschilds am PLUTO-Reaktor in England 1983 ermittelt wurden, bestätigen diesen Wert. Dort wurde eine Dosisleistung von 11 Sv/h (1100 R/h) gemessen; die daraus berechnete ^{60}Co-Aktivität beträgt $3*10^{13}$Bq. Die Entsorgung dieser Platte stellt eine besondere Herausforderung an den Strahlenschutz dar. In der jetzigen Planungsphase werden drei Varianten der Demontage des Topschilds betrachtet: Kompletter Ausbau des Topschildstopfens und Verbringen desselben in eine Abschirmung zur weiteren Demontage und Entsorgung außerhalb der Reaktorhalle , fernbedienter Abbau der Edelstahlplatte im RAT durch die Durchführungen im Stopfen (Schlüssellochtechnik) und Fluten des Reaktorblocks mit Wasser und Demontage des Stopfens unter Wasser (Pool-Variante).

Die strahlenschutzmäßigen Bewertungen der einzelnen Varianten sind in der Tabelle 2 zusammengefasst.

Tabelle 2: Varianten der Demontagemöglichkeiten des Topschildstopfens

Variante	Beschreibung	Dosisbelastung	Radioaktiver Abfall
Kompletter Ausbau des Stopfens	Der Stopfen des Topschilds wird komplett ausgebaut. Nach dem Anbringen einer Abschirmung, wird der Stopfen außerhalb der Reaktorhalle verbracht, demontiert und entsorgt.	**Hoch** Stopfen des Topschilds kann nur fernbedient in die Abschirmung verbracht werden.	**Gering** Zu entsorgende Massen des Topschilds bleiben im Wesentlichen auf den Stopfen beschränkt. Die Abschirmung kann anschließend freigegeben werden.
Schlüssel-lochtechnik	Der Stopfen des Topschilds wird fernbedient mittels Manipulator durch die 6 Zoll-Durchführungen des Schilds von unten nach oben demontiert.	**Gering** Das abgetragene Material kann im D_2O-Raum direkt in abgeschirmte Fässer verbracht werden. Bei der fernbedienten Technik ist mit Störungen und Dosisbelastungen bei Reparaturen zu rechnen	**Relativ gering** Zu entsorgende Massen des Topschilds bleiben im Wesentlichen auf den Stopfen beschränkt. Allerdings müssen Manipulatoren, Endoskop- und Kamerasysteme ggf. entsorgt werden.
Pool-Variante	Auf den Aluminium-Tank-Tragring wird eine Schürze aufgesetzt, mittels derer der gesamte Stahltank mit Wasser geflutet werden kann. Der Topschild wird dann mit geeigneten Techniken unter Wasser von oben nach unten abgebaut.	**Gering** Es kann mit einer Wasserhöhe von 1,2 m begonnen werden. Wenn die VA-Platte erreicht ist, beträgt die Wasserhöhe 2,5m. Die Ortsdosisleistung an der Wasseroberfläche wird dann max. 15 µSv/h betragen.	**Relativ hoch** Zu den abzubauenden Massen kommen Sekundärabfälle und ca. 8 m³ stark kontaminiertes Wasser, sowie Filter hinzu.

Die Pool-Variante bietet den Vorteil, dass auch der RAT, der Graphitreflektor, sowie die Boralauskleidung des Stahltanks ebenfalls unter Wasser demontiert werden könnten. Allerdings muss, wegen der Gefahr der Wasserstoffbildung, jeglicher Kontakt zwischen Wasser, Beton und Aluminium vermieden werden. Daher muss der Topschildstopfen zunächst unter Wasser ausgebaut, in eine Abschirmung verbracht und außerhalb des Pools zwischengelagert werden. Er kann dann nach Ausbau des RAT wieder in den Pool verbracht und demontiert werden.

5. Entsorgung

Für alle Kreislaufsysteme, die Elektroversorgung, die Experimentiereinrichtungen, die Handhabungsflaschen, sowie die sonstigen Einbauten in der Reaktorhalle, dem ELLA und der Technikumshalle wurden Massenbilanzen mit einer radiologischen Bewertung erstellt. Anhand grober Anhaltswerte der zu erwartenden Aktivitätsinventare von beim Abbau anfallenden und als radioaktive Abfälle bzw. Reststoffe zu klassifizierenden Materialien lassen sich daraus Maßnahmen zu deren Handhabung, Konditionierung, Verpackung und Entsorgung bzw. zur Freigabe und Verwertung ableiten. Ein Grossteil der Gegenstände kann vor Ort, z.B. in einer Freimessanlage freigegeben werden. Alle nicht freigebbaren kontaminierten oder aktivierten Gegenstände werden an die Betriebsdirektion Dekontamination (B-ND) abgegeben. Dort erfolgt die Reststoffbehandlung in Form von Dekontamination und Konditionierung. Nach der Behandlung in der B-ND ist ggf. auch eine Freigabe möglich.

STILLLEGUNG DES FORSCHUNGSREAKTORS SAPHIR QUALITÄTSGESICHERTE STRAHLENSCHUTZPLANUNG BEIM RÜCKBAU

DECOMMISSIONING OF THE RESEARCH REACTOR SAPHIR QUALITY ASSURANCE IN RADIOPROTETION PLANNING AT THE DESMANTLING

Robert Christen
Paul Scherrer Institut, Villigen, Schweiz

Zusammenfassung — Es wird gezeigt, wie auf Grund der langjährigen Betriebserfahrungen der Rückbau des Forschungsreaktor SAPHIR (Typ MTR-Schwimmbadreaktor) geplant und umgesetzt wird. Die Anwendung der PSI-internen QM-Verfahrensvorschrift zur Erstellung einer Strahlenschutzplanung wird anhand eines Beispiels beim Abbau von Reaktorstrukturen dargestellt.
Mit diesem Vorgehen werden die grundlegenden behördlichen Forderungen einer qualitätsgesicherten Strahlenschutzplanung beim Rückbau der Reaktoranlage erfüllt.

Summary *— The following report shows, how to use operational experience for planning and realisation in dismantling of the Research Reactor SAPHIR (MTR Pool Reactor Type). The application of a PSI-internal QM-procedure regulation for set a radioprotection planning is given as an example at dismantling of reactor structures.*
With this procedure, basic demands of the Swiss regulation authority will be fulfilled by demands a radioprotection planning which complies with Quality Assurance.

Schlüsselwörter *— Stilllegung, Rückbau, qualitätsgesicherte Strahlenschutzplanung*
Keywords *— decommissioning, dismantling, quality assurance, radioprotection planning*

1. Einleitung

Der Forschungsreaktor SAPHIR erlebte seine Geburtsstunde 1955 anlässlich der UNO-Konferenz „Atom for Peace“ in Genf. Dieses Ausstellungsobjekt der USA wurde nach Ende der Konferenz durch die Schweizerische Eidgenossenschaft gekauft und am Standort Würenlingen neu aufgebaut. Initianten dazu waren die Herren Prof. Paul Scherrer von der ETH-Zürich und Dr. Walter Boveri der damaligen BBC. Zwischen Spatenstich und erster Kritikalität am neuen Standort im April 1957 dauerte es knapp 1½ Jahre!
Der Forschungsreaktor SAPHIR war Quelle der Entwicklung in der schweizerischen Nukleartechnologie und blieb bis zum Schluss im Dezember 1993 zentrale Ausbildungsstätte für Wissenschaftler so wie für Betreiberpersonal von Atomanlagen und Kernkraftwerken.

Abb. 1 Blick auf den Reaktor SAPHIR im Leistungsbetrieb bei 10 $MW_{therm.}$

Während der langjährigen Betriebszeit wurde die Anlage laufend den neuen Anforderungen angepasst. Die Leistung des Reaktors von anfänglich 1 $MW_{therm.}$ wurde in zwei Schritten von 5 auf 10 $MW_{therm.}$ erhöht und stellte damit eine starke Neutronenquelle für Experimente der Neutronenstreung und Bestrahlungen zur Aktivierung der unterschiedlichsten Materialien für Industrie und Medizin dar. Der Beschluss zur Stilllegung und Rückbau der Anlage durch die Direktion des PSI ermöglichte Bau und Fertigstellung der Spallationsneutronenquelle SINQ am PSI durch Konzentration der personellen und finanziellen Ressourcen.

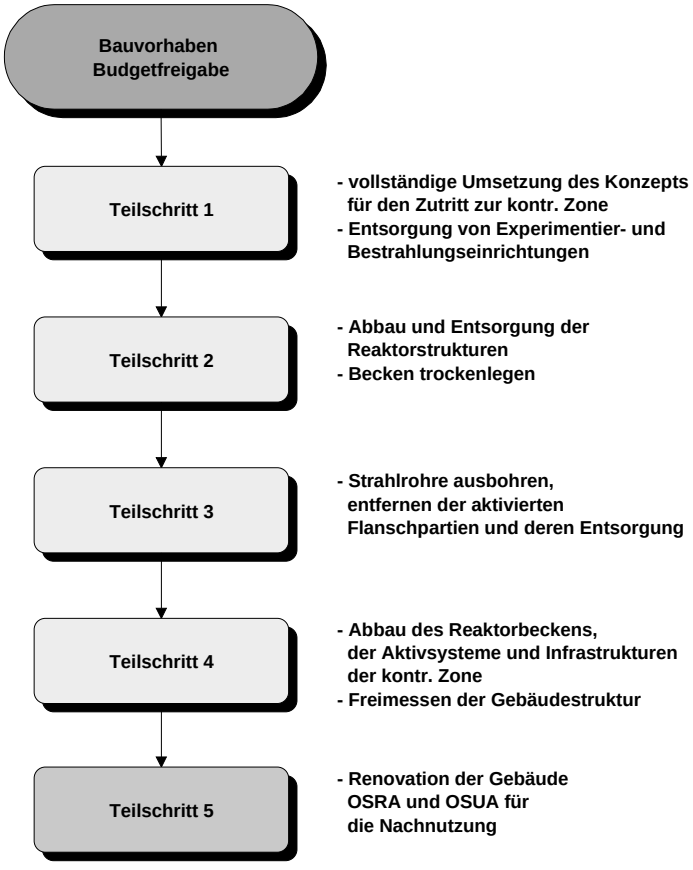
2. Stilllegung und Rückbau der Reaktoranlage

2.1 Stilllegung

Am 23. Dezember 1993 wurde der Reaktor zum letzten Mal auf Leistung betrieben, dies in Vorbereitung zu einer behördlich geforderten Nachrüstung der nuklearen Instrumentierung. Zum Nachrüstprogramm gehörte auch der Ersatz der Leittechnik durch Einsatz digitaler Module mit Visualisierung. Mit dem Beschluss zur Stilllegung wurde man mitten in den Nachrüstarbeiten gestoppt. Die Umsetzung eines Konsolidierungsprogramms, welches den Stillstandbetrieb mit geringsten personellen und finanziellen Mitteln im Rahmen der bestehenden Betriebsgenehmigung ermöglichte, folgte unmittelbar. Dazu gehörten auch die Rückführung des bestrahlten Kernbrennstoffs nach USA und die Konditionierung der Beryllium-Reflektorelemente. Mit diesen Massnahmen wurde die Reaktoranlage von einem grossen radioaktiven Inventar und Risikopotential befreit und für die Rückbauarbeiten vorbereitet.

2.2 Rückbau

Tab. 1: Das Rückbauprojekt in der Übersicht



Der Rückbau der Reaktoranlage bedeutet eine Änderung der bestehenden Betriebsgenehmigung. Bewilligungsbehörde nach damalig geltenden Gesetz war der Bundesrat (Art. 4 Atomgesetz [1]). Die Grundlage zur Erlangung der Rückbaugenehmigung bildete ein technischer Bericht [2], in welchem die Konzeption des Rückbaus mit allen notwendigen Beschreibungen der Prozesse in Teilschritten beschrieben wurde (siehe Tab. 1). Mit Verfügung vom 22. November 2000 durch den Bundesrat wurde der Rückbau der Reaktoranlage SAPHIR mit Auflagen genehmigt. Nebenstehend eine Übersicht der definierten Teilschritte mit den dazu gehörenden Arbeitsprozessen. Mit der Entlassung aus der Atomgesetzgebung wird auch die vollständige Konditionierung der

anfallenden radioaktiven Abfälle in endlagerfähiger Form gefordert.

3. Strahlenschutzplanung beim Rückbau

Mit der bundesrätlichen Verfügung für den Rückbau wurde verlangt, dass die Strahlenschutzplanung auf geeignete Art und Weise im Qualitätsmanagement-System der damaligen Abteilung Strahlenschutz und Entsorgung des PSI eingebunden werde. Diese ist mit der jeweiligen Arbeitsplanung vorgängig für jeden Teilschritt der Aufsichtsbehörde HSK (Hautabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen) einzureichen. Die HSK kann jederzeit weitere Optimierungs-Massnahme verlangen.

3.1 Verfahrensanweisung für eine qualitätsgesicherte Strahlenschutzplanung

Mit diesem Dokument, welches laufend aktualisiert wird, werden die notwendigen Schritte für eine ausreichende Strahlenschutzplanung zur Durchführung von Tätigkeiten mit Radioaktivitäten beschrieben. Grundlage bildete die gültige Strahlenschutzgesetzgebung mit der dazu gehörenden Verordnung, PSI-interne Weisungen für den Strahlenschutz so wie gültige Richtlinien der HSK. Eine Strahlenschutzplanung nach dieser Weisung wird zwingend für alle Vorhaben am PSI verlangt, wenn eine Kollektivdosis von mehr als 10 Pers.-mSv pro Vorhaben bzw. Jahr erwartet wird. Hilfreich für die Strahlenschutzplanung sind dabei ein **Ablaufschema** zum Verfahrensablauf und eine **Stichwortliste** zum Inhalt.
Ziel einer jeden Strahlenschutzplanung soll sein:

Einhaltung des **ALARA**-Prinzips (**A**s **L**ow **A**s **R**easonably **A**chievable) unter Berücksichtigung der **Optimierung** von Arbeitsprozessen und Einhaltung der gesetzlich vorgeschriebenen Personendosen

Der Optimierung als wichtigstes Schlüsselelement des operationellen Strahlenschutzes wird auch von der Schweizerischen Aufsichtbehörde HSK bei der Beurteilung grosse Beachtung geschenkt. Optimierungsentscheide sind so zu dokumentieren, dass der Weg zu einer gangbaren Lösung nachvollziehbar wird. Daneben gelten der weitere Grundsatz der Rechtfertigung (Art. 5, StSV [3] und ökonomische Überlegungen, wobei Sicherheitsaspekte den Vorrang haben. Hier stellt sich jeweils immer wieder die bekannte Frage: Was darf die Einsparung eines Personen-mSv kosten? Eine konkrete Antwort gibt es nicht und kann von Fall zu Fall jeweils unterschiedlich ausfallen.

4. Teilschritt 2: Abbau Gittermast – Gitterplatte

Nachfolgend wird die Detailplanung zur Demontage des Gittermastes mit Gitterplatte beschrieben. Hier sind Strukturteile zu behandeln, die von inaktiv bis stark aktiviert eingestuft werden müssen.

Abb. 2: Gittermast mit Gitterplatte

Abbildung 2 zeigt die Situation in der Übersicht, wobei der obere inaktive Teil des Gittermastes bereits abgetrennt wurde.
Für eine detaillierte Arbeits- und Strahlenschutzplanung waren folgenden **Voraussetzungen** gegeben:

- Reaktorbecken gefüllt mit demineralisiertem Wasser bis Überlaufniveau
- Dosisleistungsmapping der Strukturteile aktualisiert (10 μSv/h - 25 Sv/h Kontakt-DL)
- Entsorgungspfad „Aluminium“ ist bekannt und erschlossen (Schmelz- und Konditionierungsanlage im DIORIT-Gebäude)

Auf Grund dieser Vorgaben konnte nun eine detaillierte Arbeits- und Strahlenschutzplanung unter den Aspekten von Optimierung und Ökonomie so wie der Einhaltung des ALARA-Prinzips vorgenommen werden. Dazu wurden Verarbeitungsmöglichkeiten, Örtlichkeiten, Zerlegetechniken, und Transportaspekte tabellarisch Zusammengestellt (vergl. Tab. 2) und mit einer Benotung von 1 – 5 beurteilt (die 1 ist in der Schweiz die beste Note!). Dadurch wurde es möglich einen ersten Entscheid zur Arbeitsmethodik und des Arbeitsortes zu erlangen. In unserem konkreten Fall bedeutet dies, dass die Laufnummern 1, 2, 3 und 6 bevorzugt wurden. Die Lösung der Behandlung der Strukturteile in einer Hotzelle des Hotlabors zeigte nebst den höheren Kosten auch eine enge Koordinierung mit den Hotzellenbenutzern, die nur mit Abstrichen beiderseits in den Arbeitsprogrammen erreicht werden konnte.

Tab. 2: Bewertung von Lösungsvarianten.

Laufnummer	**1**	**2**	**3**
Prozessschritt	Gittermast und Gitterplatte trennen	Gittermast zerlegen	Gitterplatte zerlegen
Örtlichkeit	Reaktorbecken u.W. (unter Wasser)	Reaktorbecken u.W.	Reaktorbecken u.W.
Arbeitsgeräte	Steckschlüssel verlängert	Säbelsäge, hydr. Schere	Säbelsäge
Transport	Kran	Kran, von Hand	Kran, von Hand
Strahlenschutz am Arbeitsplatz	< 10 μSv/h	< 10 μSv/h	< 10 μSv/h
Bemerkungen	Mast muss gekippt werden können	Arbeitsplattform und Säbelsäge beschaffen Sachmittel < 35 kFr	Arbeitsplattform und Säbelsäge beschaffen Sachmittel < 35 kFr
Beurteilung	5	3	3

Laufnummer	**4**	**5**	**6**
Prozessschritt	Gittermast zerlegen	Gitterplatte zerlegen	Alu-Konditionierung
Örtlichkeit	Aktivwerkstatt	Hotzelle Hotlabor	Schmelz- & Konditionierungsanlage DIORIT
Arbeitsgeräte	Säbelsäge, hydr. Schere	Säbelsäge	HF-Schmelzofen, KC-T12-Behälter, Betoniereinrichtung
Transport	Kran von Hand	Kran	Hubstapler, Kran
Strahlenschutz am Arbeitsplatz	> 10 μSv/h	< 10 μSv/h	unterschiedlich
Bemerkungen	lokale Abschirmungen bauen, Sachmittel < 10 kFr, Kontaminationsgefahr	geeignete Transportabschirmung nicht vorhanden, Sachmittel < 45 kFr	gilt für Lf.-Nr. 1 – 5: Transportabschirmung für Alu-Tüten beschaffen Sachmittel < 15 kFr
Beurteilung	2	2	3

Mit dem ermittelten optimierten Lösungsvorschlag - der Wahl des Arbeitsplatzes im Reaktorbecken - konnte nun eine verfeinerte Abschätzung der Personendosen erfolgen, resultierend daraus die Kollektivdosis für das ganze Vorhaben, was nachfolgend Tabelle 3 zeigt.

Tab. 3: Ermittlung der Kollektivdosen.

Arbeitsbereich	**Personen-dosen/Tag**	**Dauer**	**Personen**	**Kollektiv-Dosen [Pers.-mSv]**
Reaktorpool	15 μSv	60 d	3	2.7
Reaktorstrukturen	10 μSv	80 d	2.5	2.0
Innerer Kühlkreislauf	20 μSv	20 d	2.5	1.0
Becken trockenlegen	20 μSv	30 d	2.5	1.5
Umpacken der Alu-Abfälle	10 μSv	20 d	2.5	0.5

Zur Umsetzung des ermittelten Lösungsvorschlages war es nun notwendig, entsprechende Spezifikationen für die erforderliche Beschaffung von Einrichtungen und Werkzeugen zu erstellen. Dazu gehörte eine Hebebühne im Reaktorbecken, die in der Höhe verstellbar sein musste, um die jeweilige ideale Arbeitshöhe bezüglich Dosisleistung am Arbeitsplatz und Einsatz der Werkzeuge einstellen zu können. Eine einfache Sägevorrichtung für den Einsatz unter Wasser, welche später auch für weitere Arbeiten im Reaktorbecken eingesetzt werden konnte, ergänzte den Bedarf dieses Arbeitsplatzes.

Die Abbildungen 3, 4 und 5 zeigen die definitiven Layouts von Hebebühne und Säbelsäge für den Einsatz im Reaktorbecken unter Wasser.

Arbeitsbühne
Die Arbeitsplattform ist in der Höhe verstellbar, womit die Dosisleisten am Arbeitsplatz beeinflusst werden kann.

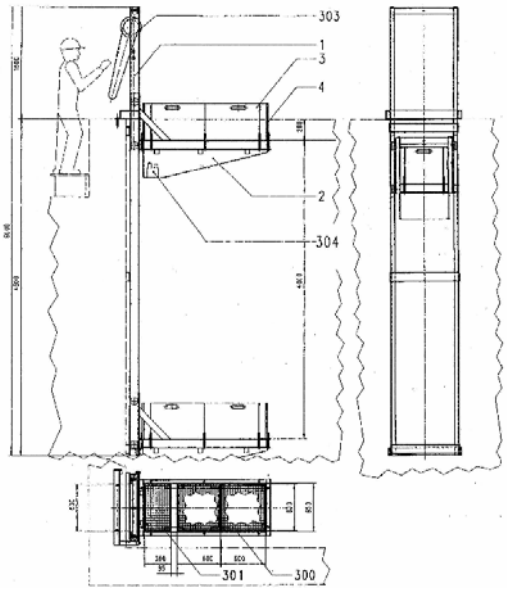


Abb. 3: Arbeitsbühne im Projekt

Abb. 4: Arbeitsbühne einsatzbereit im Reaktorbecken eingebaut

Säbelsäge
Eine handelsübliche Säbelsäge der Fa. Bosch wurde durch eine Verlängerung so umgebaut, dass sie bis zu einer Wassertiefe von ca. 3 m unter Niveau eingesetzt werden konnte.

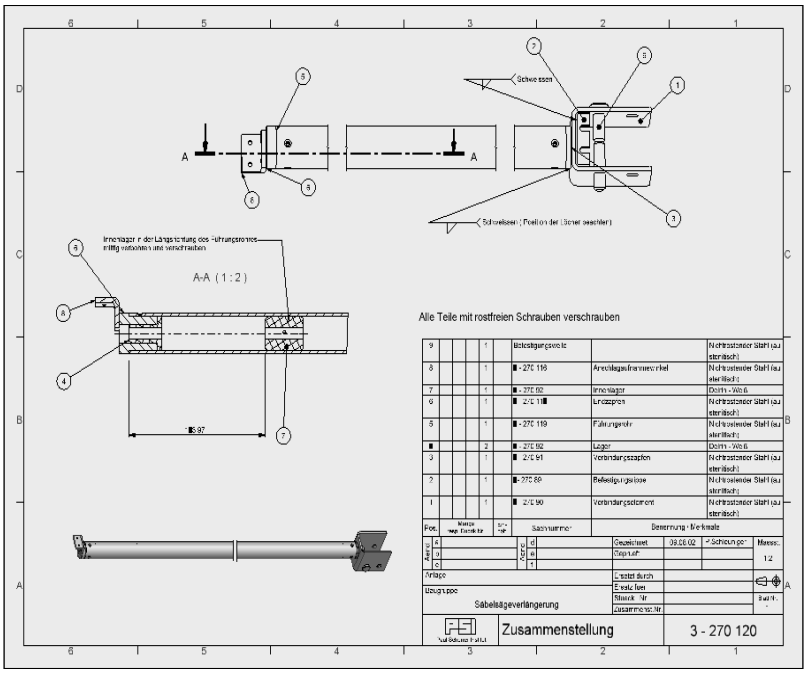


Abb. 5: Konstruktionszeichnung der Verlängerung

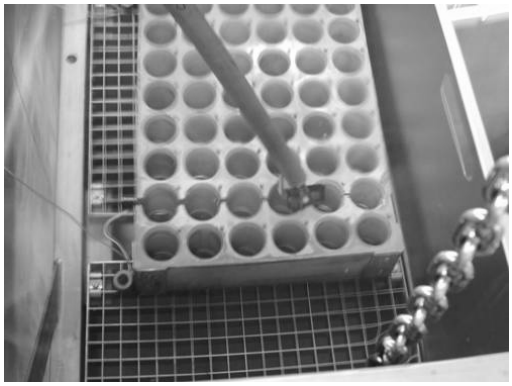


Abb. 6, 7: Einsatz der Säbelsäge unter Wasser im Reaktorbecken:
Schneiden der Gitterplatte aus Aluminium (Pe25R), Plattenstärke 127 mm

5. Fazit

Mit einer konsequenten Umsetzung der PSI-internen Verfahrensvorschrift VASU-10 für eine Strahlenschutzplanung konnte ein von der Aufsichtsbehörde HSK anerkanntes Vorgehen erfolgreich umgesetzt werden. Die Verfahrensvorschrift ist praxisnahe und mit Hilfe der Stichwortliste für den Inhalt umfassend herstellbar.

6. Literaturverzeichnis

[1] Atomgesetz vom 23. Dezember 1953 (Stand am 1. Januar 1996)
ab 1. Februar 2005 gilt das neue Kernenergiegesetz mit dazu gehörenden Verordnung

[2] Forschungsreaktor SAPHIR – Stilllegung und Rückbau der Atomanlage,
TM-23-98-17, Rev. 1 vom 9. Oktober 1998

[3] Strahlenschutzverordnung vom 22. Juni 1994 (Stand am 28 Dezember 2001)

AUFBEREITUNG RADIOAKTIVER MINERALISCHER RÜCKSTÄNDE DURCH AKTIVITÄTSSEPARATION

RECYCLING OF RADIOACTIVE MINERAL WASTE BY ACTIVITY SEPARATION

F. Schartmann[1], T. Cramer[1], J. Meier-Kortwig[2], S. Diedenhofen[3], H. Wotruba[3]

[1]Brenk Systemplanung GmbH, Aachen, Deutschland
[2]Siempelkamp Nukleartechnik GmbH, Krefeld, Deutschland
[3]Lehr- und Forschungsgebiet Aufbereitung mineralischer Rohstoffe, RWTH Aachen, Deutschland

Zusammenfassung *— Im Rahmen des vom BMBF geförderten Verbundforschungsvorhabens „Aufbereitung radioaktiver mineralischer Rückstände durch Aktivitätsseparation" wurde das AST-Verfahren entwickelt, mit der Bauschutt aus kerntechnischen Rückbauprojekten aufbereitet und ein bedeutender Anteil einer Freigabe zugeführt werden kann.*
Zunächst wurde in Laborversuchen die Aktivitätsverteilung auf die einzelnen Bestandteile von aktiviertem Schwerbeton (Zuschläge: Hämatit, Magnetit, Eisenspäne), von kontaminiertem Schwer- und Normalbeton sowie von Estrich untersucht. Dabei zeigte sich beim eisenhaltigen Schwerbeton eine selektive Aktivierung der einzelnen Zuschlagstoffe. Für kontaminierten Bauschutt konnte häufig eine selektive Anreicherung der Aktivität im Zementstein gegenüber den Zuschlagstoffen festgestellt werden.
Auf Basis dieser Erkenntnisse erfolgte die verfahrenstechnische Konzipierung der Anlage zur Aktivitätsseparation (AST) und ein Versuchsbetrieb mit verschiedenen Bauschutttypen, wobei mit der ***Klassierung****, der* ***Magnetscheidung*** *und der* ***radiometrischen Sortierung*** *drei jeweils auf das Material angepasste Verfahrensschritte zum Einsatz kamen.*
Die in diesem Verbundforschungsvorhaben entwickelte radiometrische Sortierung, die eine γ-spektrometrische Messung von Einzelchargen < 1 kg erlaubt, kam dabei erstmalig zum Einsatz, so dass in Abhängigkeit von der ermittelten Aktivität die Sortierung in freigebbare oder nicht freigebbare Fraktionen erfolgte.

Summary *— The AST process is a device for the recycling of building rubble originating from the dismantling of nuclear installations. Due to the activity separation in the process, a major part of rubble which would have otherwise been radioactive waste can now be cleared.*
The AST process has been developed in the course of the combined research project "Aufbereitung radioaktiver mineralischer Rückstände durch Aktivitätsseparation (Recycling of radioactive mineral waste by activity separation)" which was sponsored by the BMBF (Federal Ministry for Education and Research).
The first step was to investigate the activity distribution between the various constituents of activated heavy concrete (additions: hematite, magnetite, iron cuttings), of contaminated heavy and normal concrete, as well as of composition floor. Heavy concrete with metal additions showed a selective activation of the various constituents. Contaminated rubble often exhibits a selective enrichment of the activity in the cement in contrast to the aggregate.
The AST facility for activity separation was designed on the basis of these results. Trial operation with various types of building rubble was carried out using three methods for sorting: screening according to ***grain size****,* ***magnetic separation*** *and* ***radiometric sorting****. The use of these three methods was adapted to the material.*

The radiometric sorting unit which also had been developed in the course of this combined research project was used during this trial operation for the first time. It is based on the principle to measure a small mass of material (< 1 kg) with gamma ray detection and to distinguish whether the activity is above or below clearance levels, resulting in a clearable and a non-clearable fraction.

Schlüsselwörter *— Separierung, Radiometrie, radioaktiver Abfall, Bauschutt, Freigabe*
Keywords *— Separation, Radiation Detection, radioactive Waste, Rubble, Clearance*

1. Einleitung

Im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Verbundforschungsvorhabens "Aufbereitung radioaktiver mineralischer Rückstände durch Aktivitätsseparation" wurde von den Projektpartnern

- Siempelkamp Nukleartechnik GmbH (SNT),
- Brenk Systemplanung GmbH (BS) und
- RWTH Aachen, Lehr- und Forschungsgebiet Aufbereitung mineralischer Rohstoffe (AMR)

und der Unterstützung des

- Forschungszentrums Jülich, Instituts für Sicherheitsforschung und Reaktortechnik (ISR)

eine **A**ktivitäts-**S**eparations-**T**echnologie (AST) entwickelt, mit welcher kontaminierter bzw. aktivierter Bauschutt so aufbereitet werden kann, dass ein Teil des zunächst radioaktiven Abfalls kostengünstig der uneingeschränkten Freigabe oder der Freigabe zur Beseitigung (z. B. auf einer Deponie) zugeführt werden kann und nur noch ein reduzierter Anteil als radioaktiver Abfall kostenintensiv entsorgt werden muss. Die mobil einsetzbare AST-Anlage verfügt über verschiedene für die erforderliche Separation geeignete Aufbereitungsmethoden, darunter u. a. die Klassierung, die Magnetscheidung und die radiometrische Sortierung (RadSort) und wurde im Rahmen des Vorhabens bis zur kommerziellen Einsatzfähigkeit gebracht, wobei ggf. für den jeweiligen Einsatzfall notwendige Adaptionen möglich bzw. durchzuführen sind.

Um wesentliche Anlagenparameter wie Funktionsfähigkeit der Anlagenmodule, Betriebssicherheit, Durchsatz, Separationserfolg und Strahlenschutzanforderungen im Rahmen des zweiten Teils eines umfangreichen Test- und Versuchsprogramms möglichst genau bestimmen zu können, wurde die gesamte Verfahrenstechnik im Forschungszentrum Jülich GmbH, Abfalllager B-ND/A aufgebaut. Die Versuche wurden mit radioaktiv kontaminierten bzw. aktivierten Bauschuttchargen aus verschiedenen Stilllegungs- und Rückbauprojekten durchgeführt, die sich hinsichtlich der Materialeigenschaften, der Kontaminationsart und des Kontaminations- bzw. Aktivierungsniveaus unterschieden.

Hierbei wurden wir dankenswerter Weise durch die Bereitstellung von Versuchsmaterial durch folgende Firmen unterstützt:

- Forschungszentrum Jülich GmbH
- E.ON Kernkraft GmbH, Kernkraftwerk Würgassen
- Kernkraftwerk Gundremmingen GmbH (KGG)

2. Charakterisierung des Versuchsmaterials

Bei dem vom Kernkraftwerk Gundremmingen zur Verfügung gestellten Versuchsmaterial handelte es sich um insgesamt ca. 712 kg Normalbeton, bereitgestellt in drei 200-l-Fässer aus dem Abtrag von nicht näher bestimmten Gebäudeteilen/Bereichen des Kontrollbereichs des Blockes A (KRB A).

Der Beton war laut mündlicher Mitteilung geshreddert worden und erfuhr mindestens eine Vorbehandlung, in dem händisch auf dem Sortiertisch versucht wurde, Hot-Spots auszusortieren, um die Aktivität des Materials zu senken. Allerdings ist die genaue Entstehungs- und Vorbehandlungshistorie des Materials nicht dokumentiert. Beispiele für das Versuchsmaterial sind in Abb. 1 dargestellt. Die Fässer enthielten abweichend zur vorgegebenen Spezifikation Material mit Korngrößen > 80 mm, nachfolgend als Überkorn bezeichnet, das im Versuchsverlauf händisch aussortiert werden musste, da im Technikumsmaßstab noch kein Grobzerkleinerungsmodul (z. B. Backenbrecher oder Betonshredder) eingesetzt wurde. Abb. 1 zeigt beispielhaft händisch aussortierte Betonbruchstücke, die auf dem Fassdeckel einer Presstrommel liegen und im weiteren Versuchsbetrieb nicht verarbeitet wurden.

Fass 12232 *Überkorn aus Fass 12232* *Fass 11841*

Abb. 1: Versuchsmaterial KGG

Eine Zusammenstellung der wesentlichen im Vorfeld ermittelten Ausgangsdaten enthält Tab. 1, wobei für das Material ein Nuklidvektor von 90 % Cs 137 und 10 % Co 60 berücksichtigt wurde. Die spezifische Aktivität des Versuchsmaterials lag im Mittel deutlich oberhalb der Freigabewerte zur Beseitigung.

Tab. 1: Zusammenstellung der im Vorfeld ermittelten Ausgangsdaten

Fass-Nr.	Nettomasse [kg]	spez. Akt. Cs 137 [Bq/g]	spez. Gesamtaktivität [Bq/g]	Gesamtaktivität [Bq]
12232	217	6,53	7,26	1,57E+06
12179	257	17,62	19,58	5,02E+06
11841	239	18,72	20,80	4,97E+06
	712	**14,62**	**16,24**	**1,16E+07**

3. Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung

Der schematische Aufbau des AST-Verfahrens für die Aufbereitung von kontaminiertem Normal- und Schwerbeton sowie von Estrich ist in Abb. 2 dargestellt und wurde in dieser Form für die hier ausgewerteten Versuche eingesetzt. Neben den im Verfahrensschema darge-

stellten Modulen Aufgabe, Klassiereinheit (Sieb, oben links), Zerkleinerungseinheit (Prallmühle, rechts) und radiometrische Sortierung (Mitte unten) können optional zusätzliche Verfahrensschritte vorgesehen werden, um den Separationserfolg zu erhöhen (z. B. vorgeschaltete Grobzerkleinerung, Aufschließen der Zuschlagsstoffe und des Zementsteins und anschließende radiometrische Sortierung).

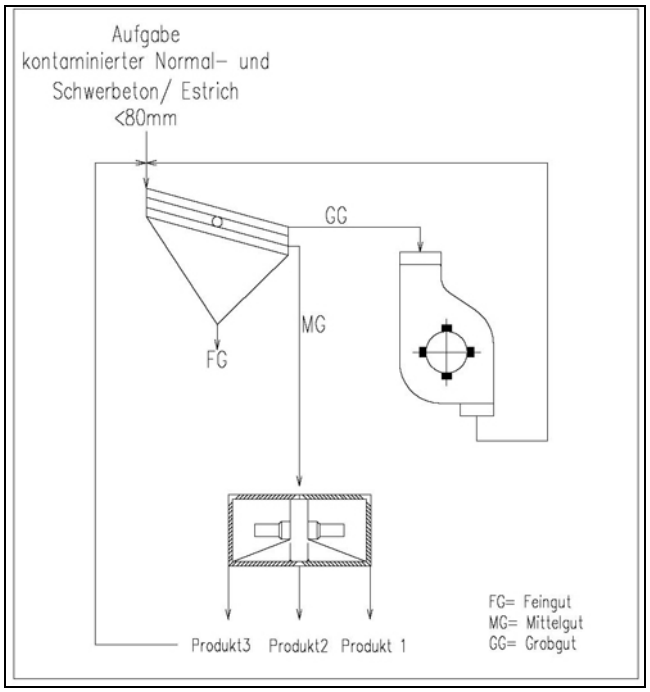
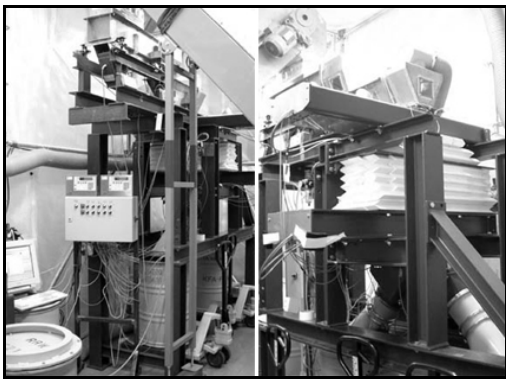


Abb. 2: Fließschema des AST-Verfahrens

Die im Bauschutt befindliche Aktivität kann sich im Feinkorn anreichern (z. B. [1]), so dass durch Klassierung eine Aktivitätsabreicherung im Grobgut erfolgen kann. Ein weiterer Schwerpunkt der Verfahrensentwicklung lag auf der Entwicklung einer radiometrischen Sortierung (RadSort). Hierbei wurde der Effekt der inhomogenen Aktivitätsverteilung (Stichwort Hot-Spots) im Bauschutt genutzt, in dem anstelle der stofflichen Eigenschaften die Aktivität des Materials für die Separation verwertet wurde. Das neu entwickelte Anlagenmodul zur radiometrischen Sortierung (bzw. Separation) kam in der AST-Anlage erstmalig zum Einsatz [3]. Die radiometrische Sortierung ist somit geeignet, einzelne Materialfraktionen aus dem Bauschutt auszusortieren, die oberhalb der FGW (z. B. uneingeschränkte Freigabe und Freigabe zur Beseitigung) liegen. Nach entsprechender Qualifizierung der Vorgehensweise könnte eine Freimessung an der stehenden Struktur entfallen, wenn das Material anschließend auf diese Weise aufbereitet wird (Dekontaminationsabriss).

Die AST-Anlage wurde in einem Kontrollbereich des Forschungszentrums Jülich aufgestellt und in einem Unterdruckzelt mit Zugangsschleuse eingehaust (s. Abb. 3). Der Platzbedarf zur Aufstellung der Anlage beträgt in dieser Anordnung ca. 10 m Länge, 4 m Breite und 4 m Höhe. Die Anordnung der verschiedenen Anlagenmodule bzw. Aggregate kann variiert werden, so dass Adaptionen für andere Aufstellungsorte möglich sind. Das Zelt und alle Anlagenteile sind autark an eine Entstaubungsanlage mit Absolutfilter angeschlossen (außen- und innenliegende Absaugung, vollständig gekapselt). Während der mehr als viermonatigen Versuchszeit konnte keine Kontaminationsverschleppung nach außen festgestellt werden.

Außenansicht



radiometrische Sortierung

Abb. 3: Aufgebaute Versuchanlage im Forschungszentrum Jülich

Die Fässer mit dem Versuchsmaterial wurden durch die Schleuse in das Zelt gebracht, unter einem Abzug geöffnet und deren Inhalt vor der Aufbereitung sorgfältig begutachtet. Die nahezu staubfreie Aufgabe des Materials auf die AST-Anlage erfolgte über eine eigens entwickelte Aufgabeeinheit (Fasskipper). Im Anschluss erfolgte eine Klassierung, bei der einerseits das Feingut bei < 2,5 mm (hier gewählter Siebschnitt) und andererseits Material mit einer Korngröße > 30 mm (Grobgut) abgesiebt wurde. Das Feingut wird abgetrennt, um einerseits die Staubbelastung der nachgeordneten Anlagenteile, insbesondere der radiometrischen Sortierung, zu minimieren und andererseits den oben beschriebenen Korngrößen-Aktivitäts-Effekt auszunutzen.

Das abgetrennte Grobgut, das für die einzuhaltende Messgeometrie der radiometrischen Sortiereinheit zu groß war, wurde vor der weiteren Verarbeitung in der Prallmühle selektiv zerkleinert und wiederum aufgegeben. Das bei der Klassierung entstandene Mittelgut (2,5 bis 30 mm) wurde über ein Querförderband auf die radiometrische Sortiereinheit aufgegeben (s. Abb. 3). Je nach Materialbeschaffenheit können auch andere Siebschnitte realisiert werden, um den Anteil des Feinguts, der ggf. als radioaktiver Abfall zu betrachten ist, zu minimieren.

Für die Verarbeitung des Mittelgutes kam die computergesteuerte radiometrische Sortierung zum Einsatz. Mit ihrer Hilfe wurde das Versuchsmaterial in Einzelchargen aufgeteilt und sowohl nuklid- als auch massenspezifisch gamma-spektrometrisch (in Bezug auf Einhaltung der Summenformel (SF) nach Anl. IV Teil A StrlSchV) ausgewertet. Das Ergebnis dieser Messung diente unter Berücksichtigung der Materialeigenschaften, des Nuklidvektors und der spezifischen Freigabewerte als Entscheidungshilfe für die Einteilung der Einzelcharge in ein freigebbares oder nicht freigebbares Produkt sowie in ein Kreislauf-Produkt, welches erneut auf die AST-Anlage aufgegeben werden konnte. Aus der Aufbereitung resultierten somit insgesamt bis zu fünf Produktklassen:

- **Feingut:** < 2,5 mm, vor der radiometrischen Sortierung abgetrennt und als radioaktiver Abfall abgefüllt,
- **Produkt 1:** spezifische Aktivität einer Einzelcharge bis maximal FGW zur Beseitigung (SF = 1,0),
- **Produkt 2:** Kreislauf-Produkt - spezifische Aktivität einer Einzelcharge zwischen FGW zur Beseitigung (SF = 1,0) und dem 2,5-fachen Wert (SF = 2,5),
- **Produkt 3:** radioaktiver Abfall - spezifische Aktivität einer Einzelcharge oberhalb des 2,5-fachen FGW zur Beseitigung sowie
- **Grobgut:** > 30 mm, wurde zerkleinert wieder aufgegeben.

Zur unabhängigen Prüfung der eigenen Messergebnisse und zur Bewertung des mit der AST-Anlage erzielten Separationserfolges wurde die Aktivität der Produktfässer (auch des Feingutfasses) sofern möglich (ausreichender Füllgrad, Fasslogistik) gamma-spektrometrisch mit Hilfe eines für den Testzeitraum verfügbaren Fassscanners bestimmt.

4. Versuchsergebnisse

Das Ziel der Aufbereitung war die Abtrennung zwischen zur Beseitigung freigebbarem und nicht freigebbarem Material. Um die Abtrennung von stärker kontaminiertem Material zu gewährleisten, wurde der untere Trennschnitt der radiometrischen Sortierung bei den Versuchsreihen bei SF = 1,0 festgelegt, auch wenn bei einem höheren Trennschnitt als SF = 1,0 zwischen Produkt 1 und Produkt 2 der Separationserfolg in Bezug auf die Erzeugung einer freigebbaren Fraktion höher gewesen wäre. Produkt 2 wurde nachzerkleinert, nochmals bei einem Trennschnitt von 2,5 mm klassiert und erneut der radiometrischen Sortierung aufgegeben. Produkt 3 war radioaktiver Abfall. Eine detaillierte Einzeldiskussion der Ergebnisse, auch zum Material anderer Anlagen, erfolgt in [3].

In Abb. 4 sind die mittels RadSort bestimmten massenspezifischen Cs 137-Aktivitäten für alle untersuchten Einzelchargen und die dazugehörigen diskreten Massen dargestellt. War die Aktivität einer Einzelprobe kleiner als 0,08 Bq/g, wurde diese aus Darstellungsgründen zu 0,08 Bq/g gesetzt. Daneben sind die radiometrischen Trennschnitte SF = 1,0 und 2,5 und die Reihenfolge der Bearbeitung der Fässer, beginnend mit dem am wenigsten kontaminierten Material, und des Kreislaufprodukts gekennzeichnet. Die Kontaminationsfreiheit der Messkammer wurde kontinuierlich überprüft. Die nachfolgend diskutierten Ergebnisse wurden von RadSort automatisch in einem alle wesentlichen Angaben enthaltenden Mess- und Analysenbericht dokumentiert. Die bezogen auf die Einwaage ermittelten spezifischen Aktivitäten von Cs 137 sind relativ breit gestreut und es wurden auch Hot-Spots mit Aktivitäten größer 50 Bq/g bis hin zu 109 Bq/g detektiert.

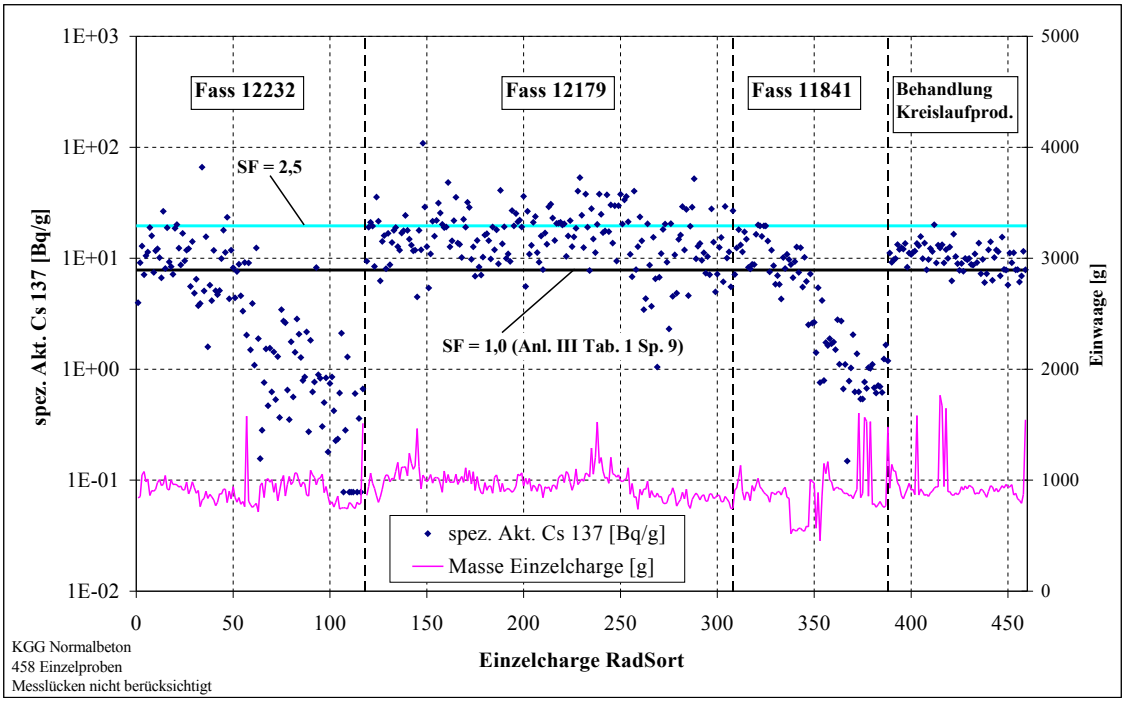


Abb. 4: Spezifische Aktivität und Einwaage der Einzelchargen

Problematisch bei den Versuchen war das Überkorn, welches mit der Anlage noch nicht aufbereitet werden konnte, da ein entsprechendes Aggregat (z. B. Backenbrecher) noch nicht integriert war. Bei der Bearbeitung mit der Prallmühle entstand in allen Fällen sehr viel den Separationserfolg schmälerndes Feingut. Die Massenbilanz und die zugehörigen gemessenen mittleren Cs 137 Aktivitäten sind in Abb. 5 zusammengestellt. Die o. g. radiometrischen Trennschnitte SF = 1,0 und SF = 2,5 sind als Linien hervorgehoben.

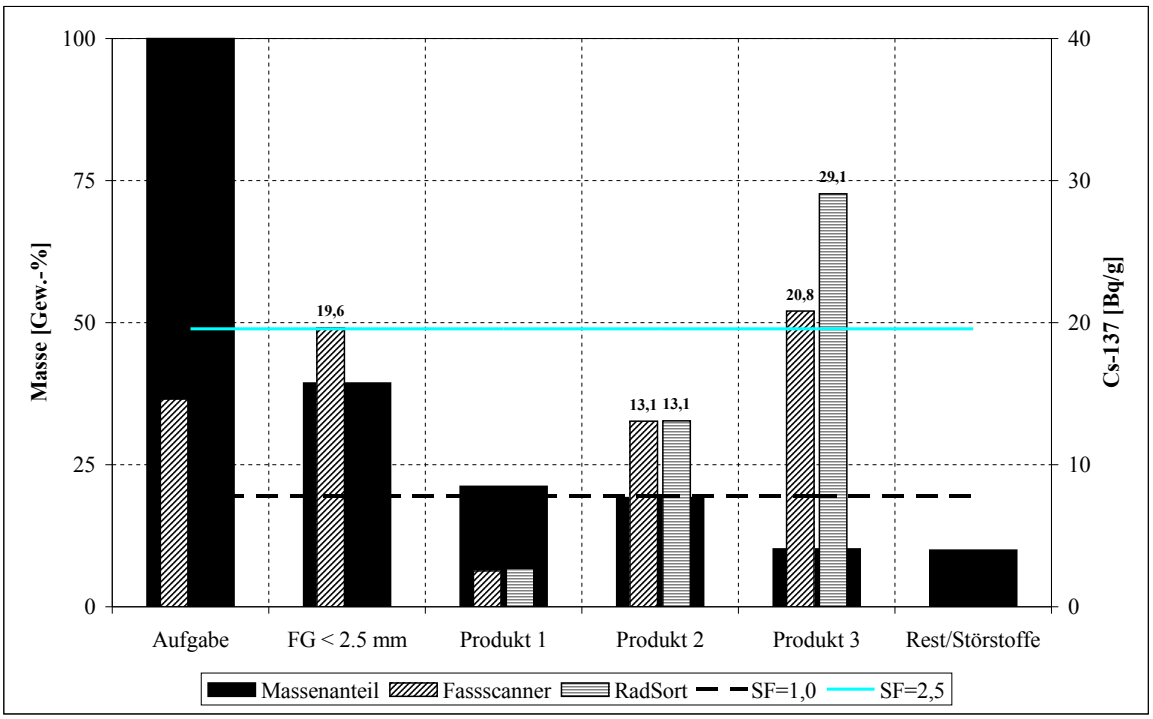


Abb. 5: Massenbilanz und mittlere Cs 137 Aktivitäten für das Versuchsmaterial

Gemäß Abb. 5 fielen ca. 40 Gew.-% Feingut, 21 Gew.-% Produkt 1, 19 Gew.-% Produkt 2 und 10 Gew.-% Produkt 3 sowie 10 Gew.-% Rest- und Störstoffe an. Bei den Rest- und Störstoffen handelt es sich um das in Abschnitt 2 angesprochene Überkorn, das hier nicht weiter bearbeitet wurde, und um Material, welches sich in der Anlage ablagerte und sich somit einer Verarbeitung entzog (Entstaubungsanlage, Förderbänder). Der Separationserfolg beträgt demnach mindestens 21 Gew.-%.

Wie aus Abb. 5 ersichtlich, besteht für die Produktklassen 1 und 2 eine sehr gute Übereinstimmung zwischen dem gewichteten Mittelwert aus den Einzelmessungen mittels RadSort und der integralen Fassscannermessung. Die Abweichung für Produkt 3 resultiert ggf. aus vereinzelten Fehlausträgen, die aufgrund der unbekannten Aktivität der jeweiligen Messchargen dann dem Produkt 3 (radioaktiver Abfall) zugeordnet wurden.

Der überproportional große Feingutanteil resultiert im wesentlichen aus Fass 11841 und aus der Verarbeitung des Materials > 30 mm, das in der Prallmühle zur weiteren Behandlung zerkleinert wurde. Ein weiterer nennenswerter, in der Bilanz nicht enthaltener Anteil stammt aus der Zerkleinerung des Produktes 2. Die Behandlung des Überkorns hätte sich mit hoher Wahrscheinlichkeit entsprechend den oben diskutierten RadSort-Ergebnissen positiv auf den Separationserfolg ausgewirkt.

Der kontaminierte Beton durchlief vor Aufbereitung mit der AST-Anlage eine Reihe von Behandlungsschritten, bei denen das Material gebrochen bzw. umgefüllt wurde. In diesem Rahmen wurden von KGG bereits manuell Hot-Spots aus dem Material entfernt. Diese Bearbeitung hat sehr wahrscheinlich zu einer Homogenisierung der Aktivitätsverteilung geführt, wodurch die Möglichkeit der Abtrennung freigebbarer Materialchargen reduziert wurde.

Mit einer Reduzierung des Feingutanteils durch eine Reduzierung des Siebtrennschnitts von 2,5 auf z. B. 1 mm ließe sich im Einzelfall der Separationserfolg ggf. noch etwas erhöhen. Dies ist eine für die Verarbeitung größerer Bauschuttchargen dieser Art wichtige Optimierungsaufgabe, wobei aber berücksichtigt werden muss, dass sich dadurch die Aktivität in den zu sortierenden Einzelchargen der RadSort verändert.

Somit erscheint es an dieser Stelle gerechtfertigt, die Aufbereitungsergebnisse unter Vernachlässigung zumindest der Rest- bzw. Störstoffe zu normieren, da zu unterstellen ist, dass die Aktivitätsverteilung der Rest- und Störstoffe bei Einsatz eines Backenbrechers ähnliche Ergebnisse aufweisen würde, wie jetzt für das sortierte Material. In Bezug auf den Feingutanteil ist in der Praxis ebenfalls mit deutlich besseren Ergebnissen zu rechnen, da der Feinstaubanteil des Aufgabematerials insgesamt sehr hoch war. Bei der Normierung wird deshalb ein um die Hälfte reduzierter Feinstaubanteil berücksichtigt.

Der aus den Versuchen resultierende Separationserfolg lag nominal bei 21 %. Unter Berücksichtigung des überproportional hohen Feingut- bzw. Rest- und Störstoffanteils von insgesamt 50 % und wegen der ungünstigen Materialcharakteristik (Vorbehandlung) erscheint es naheliegend, den Separationserfolg auf ca. 34 % zu normieren bzw. abzuschätzen, wenn der Feinstaubanteil halbiert und der Rest- und Störstoffanteil vernachlässigt wird.

Die Trennung zwischen Produkt 1 und Produkt 2 erfolgte bei einem Trennschnitt bzw. Ausschöpfen der Summenformel (SF) von 1,0, wobei aber die Mittelungsmasse in den Messungen mit ca. 1 kg deutlich kleiner ist, als die nach StrlSchV zulässige Mittelungsmasse von 300 kg. Abb. 5 zeigt, dass der Trennschnitt zwischen Produkt 1 und Produkt 2 hätte höher gewählt werden können, da das in Produkt 1 einsortierte Material die Summenformel nach StrlSchV nur zu einem Drittel ausschöpft. Nachträgliche Auswertungen zeigen, dass ein Trennschnitt beim doppelten Freigabewert (SF = 2) den freigebbaren Anteil (Produkt 1), bezogen auf die Mittelungsmasse dieses Produktes, deutlich erhöht hätte. Alleine durch diese Maßnahme wäre der Separationserfolg nahezu 40 % gewesen, ohne dass die anderen o. g. Aspekte (Feinstaubanteil bzw. Rest- und Störstoffe) zusätzlich einbezogen würden.

5. Literaturverzeichnis

[1] Meier-Kortwig, J.; Diedenhofen, S.; Schartmann, F.; et. al.: Aufbereitung radioaktiver mineralischer Rückstände durch Aktivitätsseparation, Tagungsb. KONTEC 2003, S. 656

[2] Meier-Kortwig, J.; Schartmann, F.; Diedenhofen, S.; et. al.: Aufbereitung radioaktiver mineralischer Rückstände durch Aktivitätsseparation, Tagungsb. KONTEC 2005, S. 539

[3] Meier-Kortwig, J. Schartmann, F.; Diedenhofen, S.; et. al.: Aufbereitung mineralischer Rückstände durch Aktivitätsseparation, Abschlussbericht zu den vom BMBF geförderten FuE-Arbeiten, Förderkennzeichen 0S8041, 0S8031, 0S8071 (in Vorbereitung)

RADIOACTIVITY, RADIATION PROTECTION AND MONITORING DURING DISMANTLING OF LIGHT-WATER REACTORS

L. Hummel, J. B. Zech

TÜV Süd Group / D-80686 Munich, Westendstr. 199

Abstract *— Based on the radioactivity inventory in the systems and components of light-water reactors observed during operation, the impact of actions during plant emptying after the conclusion of power operation and possible subsequent long-term safe enclosure concerning the composition of the nuclide inventory of the plant to be dismantled will be described. Derived from this will be the effects on radioactivity monitoring in the plant, physical radiation protection monitoring, and the measured characterization of the residual materials resulting from the dismantling. The impact of long-term interim storage will also be addressed in the discussion. The talk should provide an overview of the interrelationships between source terms, decay times and the radioactivity monitoring requirements of the various dismantling concepts for commercial light-water reactors.*

Key words *— decommissioning, nuclide vector, radiation protection*

1. Principal Proceeding

Shutdown and dismantling are phases in the life cycle of a nuclear power plant, which must be taken into consideration from the outset in the design and development stage. Permanent use of nuclear power to meet our energy needs can only be justified if plants can be safely and properly dismantled and the resulting waste material disposed of. To this extent, the dismantling of a nuclear power station is not first and foremost a step towards bidding a final farewell to this technology, but can equally well be the starting point for building and commissioning a new generation of power plants, whether nuclear or conventional.

This transition from a nuclear power plant in full operation to a location with unrestricted availability for a new plant ("from the last megawatt to a green field") necessitates going through a series of operating states which are described in more detail in the following section. In all these phases, radioactivity in the power plant (buildings, systems and waste) represents a boundary condition of crucial importance when planning and carrying out such work.

The general process can be divided into the following phases:

Full operation ➔ Post-operational phase ➔ (Safe enclosure) ➔ Dismantling

2. Activity in light-water reactors after shutdown

A modern nuclear power plant with an electrical power output above 1,000 MW contains a huge amount of radioactive nuclides. During operation the total inventory is above 10^{20} Bq which is composed of some hundreds of different, partly short-lived isotopes. After the final shutdown of this plant the radioactive inventory decreases by several orders of magnitude. Without any human intervention this decrease is caused by radioactive decay. Nevertheless, the main contribution is from de-fuelling the plant.

In this stage, typical inventories are on the order of 10^{15} (e.g. NPP Mülheim-Kärlich) to 10^{17} Bq (e.g. NPP Stade). More than 99% of this activity is located in the core, its internals and the reactor cavern. After dismantling and removing these systems and the reactor coolant system, the inventory is reduced by another three to four orders of magnitude.
The main radiological boundary conditions for dismantling a nuclear power plant are established by its design, in particular the choice of materials, and operation of the plant.
*B*y the use of cleaning systems when the plant is in operation, by the way in which the reactor is started up and shut down and by the decontamination of the circuits carried *out during plant inspections, t*he overall result is, that a typical radio nuclide mixture ("finger print") is formed in separate parts of a nuclear power plant, which is characteristic of the composition of the activity produced by waste occurring in this area. This applies to the operating phase of a plant as well as to each phase of the dismantling process. The composition of this radio nuclide mixture changes continually as a result of radioactive decay.

2.1 Variability of the "finger print"

The actual composition of radioactive nuclides in a certain system or area of the facility is called nuclide vector or finger print. The variation of this finger print may be enormous. It depends on the history of the facility (damaged fuel rods, fault conditions), changes though the different systems (determined by physical and chemical processes, different mobilibility through barriers) and may also be modified after decontamination (e.g. worse decontamination factor in pipes for alpha emitters, different migration of radio nuclides in concrete).

These effects are considered for the exposure of the personnel through possible effluents in the air or water. If a calculation is performed on impact to the public, the diversion of different elements or compounds in the ecosystem has to be considered.

In any case the finger print changes with time. According to the main topic of this presentation, the discussion of different options for the decommissioning of a nuclear power plant, radioactive decay is the main parameter in the following discussion.

2.2 Characteristic Nuclides and Their Essential Properties

It is beyond the scope of this presentation to discuss all relevant radio nuclides and their radiological relevance in detail. Nevertheless Table 1 gives a summarizing overview. For this table 16 radio nuclides have been selected which are of importance according to their contribution to the finger print or their half-life or their radiological relevance.

After the fundamental data in columns 1 to 3 of Table 1, the exemption levels and the limits for surface contamination according to the German radiation protection ordinance [1] are given. Columns 6 to 11 provide relevant information [2] for radiation protection purposes (factors for external irradiation or contamination and annual limits of intake (ALI) for incorporation). The last column indicates the general measurability of these nuclides by detecting $\alpha/\beta/\gamma$-radiation. The signs are self-explanatory; in cases, where only very weak beta radiation is emitted, liquid scintillation counting (LSC) as measuring device is recommended where possible.

The shaded displayed radio nuclides H-3, C 14 and I-131 are normally not of importance during decommissioning, but may be of importance during the normal operation of a NPP. Their properties are indicated for comparison purposes.

For the major nuclide groups (activation products, fission products and nuclear fuel) key nuclides are defined. These nuclides should be "easy-to-measure" and should have a compa-

ratively high fraction to the total radiological impact of this group. Normally the nuclides Co-60 (activation), Cs-137 (fission) and Am-241 (alpha emitter) are used as key nuclides.

Table 1: Characteristic Nuclides and Their Essential Properties

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Nuclide	Half life [y]	Assignment	Exemption level [kBq]	Surface contamination [Bq/cm²]	External point:30cm; skin dose,beta [µSv/h/MBq]	External point:30cm deep,gamma [µSv/h/MBq]	Contamination 50µl-droplet; skin dose [µSv/h/kBq]	Incorporation Highest dose organ	Ingestion 20mSv ALI [kBq]	Inhalation 20mSv ALI [kBq]	Monitoring
H-3	12.3	fission, act?	1000000	100	0	0	0	whole body	480000	1100000	- / LSC / -
C-14	5730	fission, act?	10000	100	0	0	2.7	whole body	34000	34000	- / + / -
Mn-54	0.85	activiation	1000	1	0	1.4	15	lungs	28000	13000	- / - / ++
Fe-55	2.7	activiation	1000	100	0	0	?	spleen	61000	22000	- / LSC / -
Co-60	5.3	activiation	100	1	13	3.9	220	lungs	5900	6900	- / ++ / ++
Ni-63	100	activiation	100000	100	0	0	0	lower large intestine	130000	38000	- / + / -
Sr-90/Y-90	29.1	fission		1	200	0	2000	lungs	710	130	- / ++ / -
I-131	0.022	fission	1000	10	88	0.7	570	thyroid	910	1800	- / ++ / ++
Cs-134	2.1	activation?		1	70	2.7	520	soft tissues	1100	2100	- / ++ / ++
Cs-137/Ba-137m	30.2	fission		1	210	1.1	710	soft tissues	1500	3000	- / ++ / ++
U-235	7.00E+08	fuel		1	0	0.33	9	lungs	430	2.6	++ / - / ++
U-238	4.50E+09	fuel		1	0	~ 0	1.4	lungs	450	2.7	++ / - / -
Pu-238	88	fuel		0.1	0	~ 0	0	bone surface	87	0.47	++ / - / -
Pu-239	24000	fuel		0.1	0	~ 0	0.9	bone surface	80	0.43	++ / - / -
Am-241	433	act. fuel		0.1	0	0.15	6.1	bone surface	100	0.51	++ / - / +
Cm-244	18.1	act. fuel		0.1	0	~ 0	1.7	bone surface	170	0.8	++ / - / -

2.3 Model Finger Print, Representativity, Radioactive Decay

The following short list shows the variability of the finger print for six selected radio nuclides. The left values (P) are the weighted average mean from the analysis of the water of the storage pond for fuel elements of eight NPP's in Germany in one year (without H-3). The right values (W) are the finger print of nuclear waste of one NPP in Germany, which will be used as the model finger print in the following.

	P	W
Fe-55	0.7%	19.0%
Co-60	37.4%	55.5%
Ni-63	24.4%	2.1%
Sb-125	23.1%	0.8%
Cs-134	2.2%	2.2%
Cs-137	12.2%	6.5%

The very small fraction of alpha emitters is not indicated here. It will be shown later, that the amount of alpha activity has a major influence upon the monitoring and assessment of radioactivity in a NPP under decommissioning. For the moment, the effect of radioactive decay will be discussed.

Table 2 shows more detailed the nuclide mixture (W) for contaminated waste from the operation of a light-water reactor plant (only the main radio nuclides). A comparable nuclide mixture will also emerge when the operation of a nuclear power plant is terminated and it is subsequently changed by the process of radioactive decay. Beneath the relative amount of each nuclide, the ratios of the three key nuclides have been calculated. Especially the high value for the ratio of Co-60 to Am-241 is an indicator for a facility with no special problems with alpha emitters.

This finger print for a defined start time was corrected by radioactive decay. The intervals 3, 10, 40 and 100 years were chosen. It can be seen clearly that over the decades the finger print completely changes. The influence on effective doses on personnel will be discussed in section 3.4. This finger print change and the way it can be measured with state-of-the-art instrumentation will be assessed in chapter 4. In particular, the table shows that the proportion of Co-60, which is important for measuring the level of activity when monitoring the plant, declines significantly after 10 years, and the proportion of alpha emissions increases significantly.

Table 2: Finger print of the nuclear waste of a German NPP in operation and its change by radioactive decay ***("model finger print")***.

		Decay time (years)			
Nuclide	**Start**	**3**	**10**	**40**	**100**
Fe-55	**22.01%**	15.97%	6.41%	0.02%	0.00%
Co-60	**64.29%**	66.97%	62.38%	6.34%	0.01%
Ni-63	**2.39%**	3.61%	8.05%	34.33%	60.35%
Sr-90/Y-90	**0.27%**	0.39%	0.77%	1.97%	1.24%
Sb-125	**0.95%**	0.69%	0.28%	0.00%	0.00%
Cs-134	**2.50%**	1.41%	0.31%	0.00%	0.00%
Cs-137/Ba-137m	**7.58%**	10.93%	21.75%	57.25%	38.31%
Pu-α / Cm	**0.0009%**	0.0014%	0.0032%	0.0169%	0.0448%
Pu-241	**0.0212%**	0.0283%	0.0473%	0.0582%	0.0085%
Am-241	**0.0002%**	0.0005%	0.0018%	0.0150%	0.0408%
Total	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**
Co/Cs	***8.49***	***6.13***	***2.87***	***0.11***	***0.00***
Co/Am	***283163***	***135120***	***35167***	***423***	***0***
Cs/Am	***33367***	***22047***	***12262***	***3817***	***939***

2.4 Radiological Relevance of the Model Finger Print as a Function of Time

Table 2 clearly indicates the activity-based dominance of Co-60 in the first ten years. After this period, the situation changes significantly. The next diagrams show in not normalised y-axes the change of the total activity, the contribution to the deep dose [H*(10)], the skin dose in the case of local contamination [H′(0.07)] and the effective dose by inhalation in the case of air borne activity.

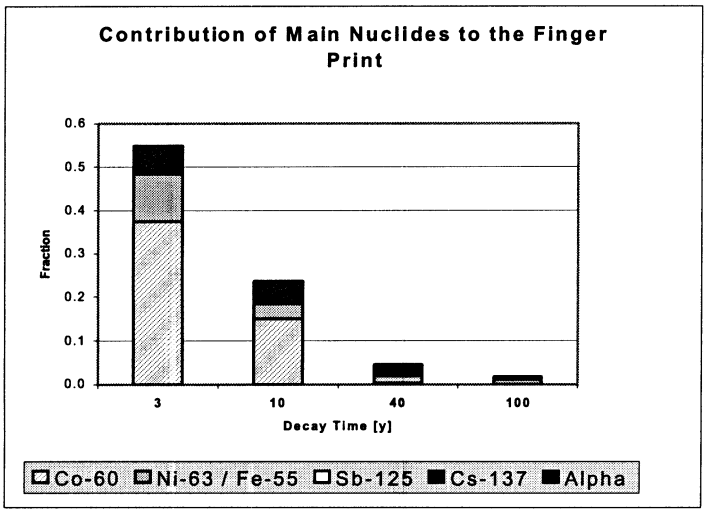


Figure 1: Reduction of the activity displayed by the decay of important radio nuclides for the model finger print

The effect of the decay time on major radiological variables is shown in Figs. 1 to 4. Figure 1 shows the proportion of Co-60 in the total nuclide mixture. This declines considerably while the proportion of other nuclides increases. This means that the usual measurement technology used in nuclear power plants, which is based essentially on measuring Co-60 as a calibration nuclide and on calculating limit values as a result of the nuclide mixture, is no longer sufficient after a certain length of decay time. Other measuring techniques must be used.

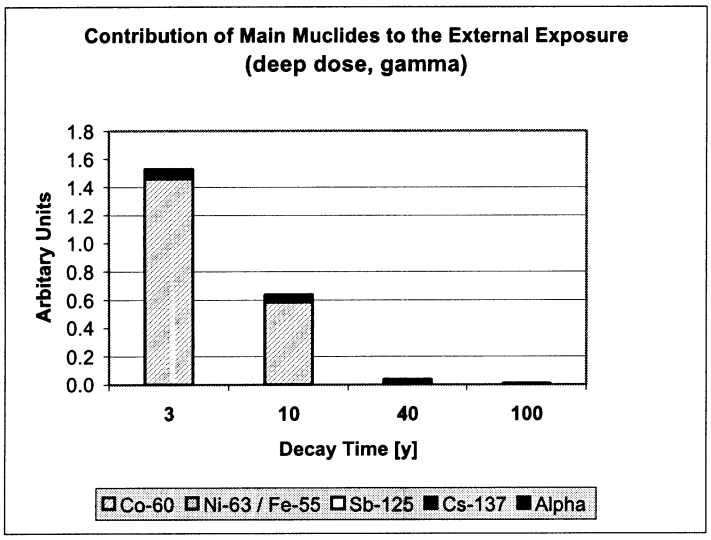


Figure 2: Reduction of the dose rate by the decay of important radio nuclides for the model finger print

Figure 2 shows the main benefit of safe enclosure from the radiological point of view, if there is no contact with radioactive material. According to the half-life of Co-60, the dose rate in the facility decreases sharply in units of decades. On the other hand, if Co-60 vanishes, the easy-to-detect indicator for internal contamination also gets lost.

In the case of open contamination the situation is gradually different (fig. 3). Additionally to the six-times larger half-life, the average beta energy of Cs-137 is higher than that of Co-60. As a result, Cs-137 contributes to the skin dose in any time and dominates this pathway for exposure after large decay times.

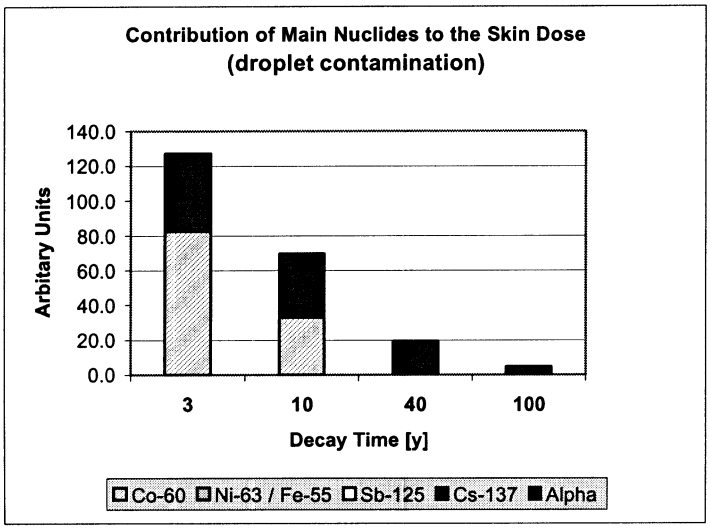


Figure 3: Reduction of the skin dose caused by contamination through by decay of important radio nuclides for the model finger print

Without alpha emitters, the situation would be similar for any kind of incorporation. Unfortunately, certain alpha emitters have very high dose factors for inhalation (see small values for the ALI in Table 1) with the effect that even low fractions of activity alpha emitters have a major impact in terms of effective dose in the case of inhalation. The situation becomes even worse if the ratio of beta activity to alpha activity varies inside the plant, which is not an unusual situation. Like in older facilities, which often exhibit more malfunctions during operation, alpha emitters may dominate radiation protection during decommissioning.

At the same time, the contribution made by Co-60 to external radiation (Fig. 2) declines while the contribution from alpha emissions to exposure to radiation through inhalation increases considerably (Fig. 3). This means, for example, that monitoring room air for gamma emissions (Co-60 measurement) can no longer guarantee the protection of operating personnel. This also applies to the monitoring of emissions in exhaust air. Figure 3 clearly shows that even in this example with a very low proportion of alpha emissions in the original nuclide

mixture, alpha emissions can become after a certain period of time the major determinants for monitoring activity required in the plant.

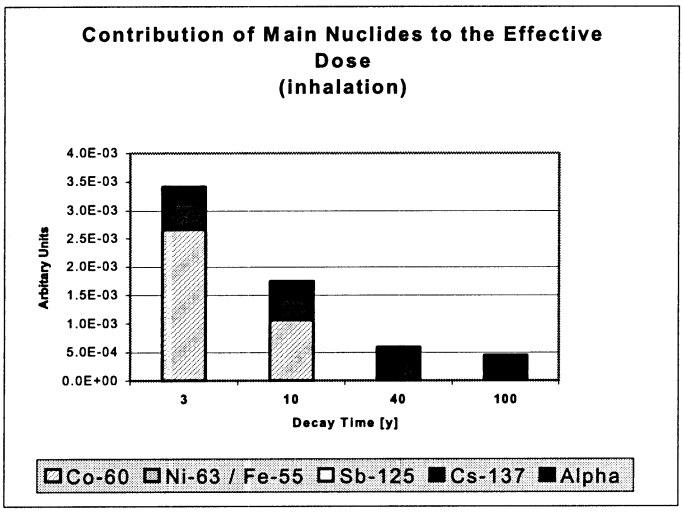


Figure 4: Reduction of the effective dose by the decay of important radionuclides for the model finger print

Figure 4 shows the effect of decay time on the disposal of radioactive waste and residual material from the plant for the nuclide mixture used in the example:

It shows the total activity over the decay time (0 to 40 years), the ratio of specific activity to specific activity for the unrestricted clearance of building rubble and for the restricted clearance of residual metallic material for re-cycling (in accordance with [1]). These values are standardized in each case to ensure that factor 1 is reached after 40 years. It can be seen that in the case shown, total activity declines by a factor of approximately 22, while the activity figures determining unrestricted clearance do so by a factor of 74 and those determining the recycling of residual metallic materials do so by a factor of only approximately 12.

The following radiation protection requirements must be met during the dismantling phase of a nuclear power plant:

- protection from contamination being spread within the plant and out of it
- protection of operating personnel from external radiation and incorporation
- monitoring of emissions of radioactive materials in exhaust air and waste water
- characterisation and minimisation of radioactive waste
- clearance of residual materials for recycling as well as of buildings for conventional re-use or destruction, clearance of land

The following radiation measurement techniques are predominantly used in meeting these requirements:

- dose rate and personal dose measurement devices
- monitoring devices for air-borne activity
- personal contamination measurements and incorporation measurements
- contamination measurements on objects and surfaces.

The suitability of the proven devices used in the operating phase of nuclear power plants for their dismantling with or without a phase of safe containment is to be discussed in the following section:

3. Monitoring and Assessment of Radioactivity

In Germany, the regulatory framework for the surveillance of radioactivity inside a NPP in operation and monitoring its effluents is defined by the standards of the KTA as summarised in [3]. The effort for surveillance and monitoring is likely to be reduced during decommis-

sioning. The German "Leitfaden" [3] provides general information on the necessity of maintaining instrumentation for the operation of the facility during the phase of decommissioning. This chapter contains some examples for basic techniques and their suitability for measuring the radioactivity decribed by the model vector defined above and its modification according to radioactive decay.

3.1 Measuring Devices

The most important tasks for the health and safety of staff inside the plant is the

- measurement of the dose rate,
- monitoring of air-borne radioactivity (filters, semi-conductors): inhalation,
- contamination (portable monitors, smears): skin (personal precautions), incorporation,
- monitoring leaving the controlled area: (skin, lung).

Direct measurement of dose rate and contamination will not be discussed here in more detail. The following two sub-chapters deal with the indirect measurement of air-borne radioactivity and contamination.

3.1.1 Indirect measurement of Air-borne Radioactivity and Contamination

Basing on a mobile measuring device originally designed for the analysis of filter samples the suitability of these devices will be investigated:

Properties:	*Specifications:*
Silicon detector (gasless)	*Background (α/β): 0.05 / 9.0 cpm*
Scintillation guard detector	*Efficiency (Co-60/Am-241): 10.1% / 33.8%*
Radon/Thoron interference calculation	typ. values for 20cm² 0.3mm PIPS

These specifications lead to the following "theoretical" detection limits. Especially for alpha emitters realisitic values are clearly higher (presence of radon/thoron progenies and its interference correction).

Detection limits (LLD)	*Co-60: 226mBq*
(according to DIN 25482):	*Am-241: 7.3mBq*
Time: 3,600 s Measurement	
50,000 s background	

5% stat. uncertainty

The results for the LLD's of key nuclides for the two measuring tasks are given in the slide above. In the next step, these will be compared with the timely variation of the model finger print and the limit of the surface contamination according to the German RPO.

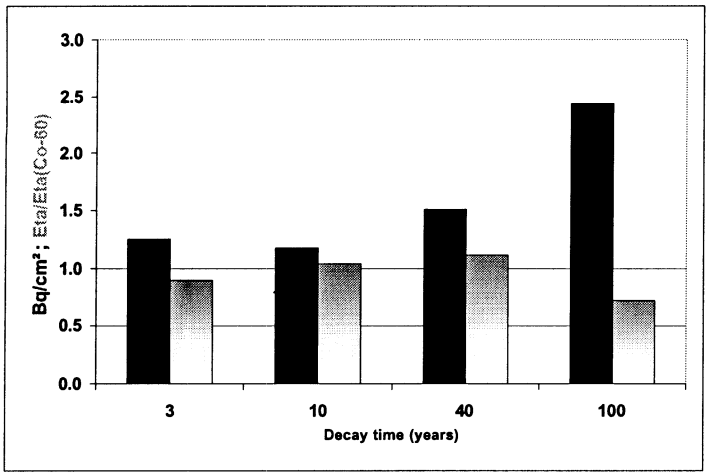


Figure 5: Limit of the surface contamination for the model vector acc. to the German RPO (left bars)and the ratio between the efficiencies for the model vector and the calibration nuclide as a function of time after shutdown (right bars)

The diagram shows the increase of the limit of the surface contamination mainly due to the remaining Ni-63 in the finger

print, which has low radiological relevance. For the same reason the efficiency of the measuring device decreases compared with the efficiency for the nuclide used for calibration (Co-60).

An important note regarding the trend of the right bars in the diagram above is that in [4] we showed that the use of Co-60 as the calibration nuclide for beta emitters and the use of detectors with somewhat thicker dead layers (or foils) lead to the best results in terms of the stability against variations of the finger print.

Alpha emitters, which contribute to the finger print as in the model vector, cannot be detected with these routine measurements (neither as air samples, nor as smear test) before the limits for the beta emitters are reached.

3.1.2 Monitoring Leaving the Controlled Area

In the last years more and more so-called "two-step"-monitors were installed to measure contamination of workers before they leave the resticted area. The name "two-step" results from the fact that the front and the back of the body of a person is measured seperately. As a result, these monitors show an improved sensitivity profile for contamination of the body. In addition, monitors were sold with large plastic scintillation counters behind the proportional counters in the thorax region. Obviously, the scintillation counters show a much better sensitivity for inhalated gamma emitters in the lung than proportional counters for contamination do.

In this diagram, values larger than 1 indicate that the measuring device is appropriate. Both tasks of surveillance can be performed without restrictions. For contamination, the properties of the body detectors were chosen. Experience shows that the detectors for hands and feet normally lead to better results and the efficiency for the head is worse. To calculate the ratio for inhalation a daily dose limit of 0.5 mSv_{eff} was assumed.

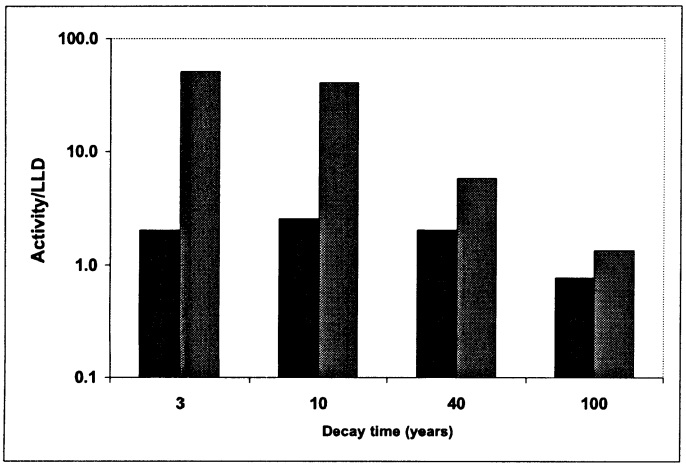


Figure 6: Ratios between activity that has to be detected and the LLD of the monitor for Contamination of the body (left bars) and Inhalation (right bars; on the condition, that scintillation detectors are mounted behind proportional counters in the thorax region) calcuated for the model finger print basing on the nuclides Co-60 and Cs 137

3.2 Radiological Relevance and Measurability

It can be summarized that in a NPP under decommissioning with a history without larger damages of the fuel rods, it is sufficient in most cases to monitor beta/gamma activity. In most cases the measurability of a certain radionuclide correlates well to its radiological relevance. This is not surprising considering the fact that the higher the energy of nuclear disintegration, the higher the biological effect *and* the signal from the emitted beta/gamma radiation are.

The situation changes with the presence of alpha activity. In Chapter 3, it was shown that the minute amount of alpha activity leading to significant incorporation doses if barriers are broken during dismantling and air-borne alpha activity may become relevant in the workplace. When systems are opened, the use of respirators may become necessary, if the easily measured beta/gamma emitters have been decayed after a long period of safe enclosure of the plant.

Therefore in actual decommissioning projects – with higher amounts of alpha activity – it cannot be recommended in most case to introduce a long period of safe enclosure. In future decommissioning projects, alpha activity may have a reduced impact on the decision regarding when a facility should be disassembled and what personal protective equipment is needed for the staff. The option of safe enclosure has been discussed in the past without due consideration of aspects such as minimisation of the risk of the total facility by decontamination of the systems and conditioning waste.

4. Conclusions

Experience with in some cases remotely controlled dismantling techniques and various decontamination procedures in dismantling projects which have been largely or completely finished, has shown that nuclear power plants can be dismantled without any long periods of safe containment as long as high safety standards are maintained and attention paid to the radiological protection of the dismantling personnel.

Besides practical aspects such as:
- Documentation of Surveillance and History of Operation are available under unreduced circumstances
- Experienced personnel is available
- The risk factor can be decreased faster by dismantling and conditioning
- The leading nuclides for monitoring can be used as during the operational phase
- The existing instrumentation can be used to a wide extent, no new tasks in principle

Reduction of nuclear waste can be achieved by decay during intermediate storage as by safe enclosure. Direct dismantling of a nuclear power plant also has positive effects, economically (use of the location and its infrastructure), socially (part of the workforce employed for a longer period of time) and socio-politically (demonstration of the practicability of safely removing nuclear systems).

In Germany, two prototype reactors have been successfully dismantled to "green field" status with the participation of TÜV Süd Group as the expert organization, namely, the nuclear power plants in Niederaichbach (KKN, 1994) and Großwelzheim (HDR, 1998). In many cases, there are arguments relating to radiation protection and the corresponding measurement monitoring which speak for direct dismantling, in particular for older plants which are currently in the shutdown phase.

5. Literaturverzeichnis

[1] Deutsche Strahlenschutzverordnung vom 20.07.2001, zuletzt geändert am 18.06.2002

[2] Radiation Protection Dosimetry: Radionuclide and Radiation Protection Handbook 1998

[3] Leitfaden zur Stillegung von Anlagen nach § 7 AtG vom 14.06.1996

[4] Filß, Hummel, Zech: Kontaminationsgrenzwerte beim Transport radioaktiver Stoffe: Das radiologische Konzept und seine messtechnische Umsetzung;
TÜV Süd, 4. Int. Symp. Strahlenschutz 2000

ENTWICKLUNG EINES DATENBANKSYSTEMS ZUR VERWALTUNG VON RADIOAKTIVEN STOFFEN

DEVELOPMENT OF A DATA BASE SYSTEM FOR THE ADMINISTRATION OF RADIOACTIVE SUBSTANCES

J. Lindenberg[1]

[1]GSI, Darmstadt, Deutschland

Zusammenfassung *— Die Gesellschaft für Schwerionenforschung (GSI) betreibt eine weltweit einmalige Beschleunigeranlage für Ionenstrahlen. Das Forschungsprogramm der GSI umfasst ein breites Spektrum, das von Kern- und Atomphysik über die Plasma- und Materialforschung bis hin zur Tumortherapie reicht.*
Aus den vielfältigen Anwendungen des Beschleunigers und den durchgeführten Experimenten ergibt sich die Notwendigkeit der umfangreichen Verwaltung aller benötigten und entstehenden radioaktiven Materialien. Die Verarbeitung der dadurch anfallenden Daten wird zukünftig durch ein, speziell für diesen Einsatz durch die Abteilung für Sicherheit und Strahlenschutz (SiSt) entwickeltes, Datenbanksystem erfolgen. Dieses Dokument beschreibt anhand von Beispielen die Anforderungen an das Datenbanksystems zur Verwaltung von radioaktiven Stoffen der GSI und dessen Entwicklungsarbeit.

Summary *— The Gesellschaft für Schwerionenforschung (GSI) operates a large, in many aspects worldwide unique accelerator facility for heavy-ion beams. The research program at GSI covers a broad range of activities extending from nuclear and atomic physics to plasma and materials research to biophysics and cancer therapy.*
The various applications of the accelerator and the associated experiments bring up the necessity for an extensive management of all needed and produced radioactive materials.
The resulting data is to be processed in the future via a data base system developed by the department for industrial safety and radiation protection.
This document describes the requirements of the data base system for the administration of radioactive substances and its development.

Schlüsselwörter *—Datenbanksystem, radioaktive Stoffe*
Keywords *—Data base System, radioactive substances*

1. Einleitung

Die Gesellschaft für Schwerionenforschung (GSI) betreibt eine weltweit einmalige Beschleunigeranlage für Ionenstrahlen. Das Forschungsprogramm der GSI umfasst ein breites Spektrum, das von Kern- und Atomphysik über die Plasma- und Materialforschung bis hin zur Tumortherapie reicht. Die Beschleunigeranlage der GSI besteht im Wesentlichen aus einer Kombination von einem Linearbeschleuniger (UNILAC) und einem Schwerionensynchrotron (SIS) mit den dazugehörigen Experimentiersystemen.

In dieser Anlage können Ionen von Wasserstoff bis Uran und Thorium auf Energien bis in den Bereich von einem GeV pro Nukleon beschleunigt werden. Bei der Beschleunigung auf diese hohen Energien werden durch Spallations- und Fragmentierungsprozesse neben hochenergetischen Teilchen auch radioaktive Kerne gebildet. Die dabei anfallenden Materialien weisen unterschiedliche Eigenschaften auf der stofflichen Ebene auf und decken nahezu das vollständige Spektrum der Nuklide ab.

Die Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen [1] fordert nach §70 die Buchführung über den Umgang mit radioaktiven Stoffen und schreibt nach §73 eine Erfassung von radioaktiven Abfällen vor.
Die Abteilung für Sicherheit und Strahlenschutz (SiSt) gewährleistet deshalb eine lückenlose und umfangreiche Buchführung über die Beschaffenheit, Herkunft, Lagerung und weitere Behandlung der radioaktiven Stoffe. Die Vielseitigkeit der radioaktiven Betriebsmittel und Reststoffe erschwert die Anwendung weitläufig standardisierter Verfahren zur Prozessierung der anfallenden Daten und erfordert bislang aufwendige manuelle Arbeit. Diese soll durch die Einführung eines Datenbanksystems zur Verwaltung von radioaktiven Stoffen erleichtert und optimiert werden.

Zielsetzung dieser Ausarbeitung ist es, einen Überblick hinsichtlich der Anforderungen und Umsetzung eines elektronischen Systems zur Verwaltung von radioaktiven Stoffen an der GSI zu liefern.

2. Anforderungen und Aufbau

Die technischen Anforderungen an ein elektronisches Erfassungssystem werden durch die Beschaffenheit der zu verwaltenden Daten und deren weitere Verwendung generiert. Für die Konzeptionierung eines solchen Systems muss der gesamte Datenfluss, das heißt der Weg von der Erfassung der Daten, bis hin zu deren Auswertung und Ausgabe betrachtet werden. Abb. 1 veranschaulicht exemplarisch die Wege von radioaktiven Reststoffen innerhalb und aus der GSI.
Grundsätzlich wird dabei zwischen dem internen Datenfluss und der Kommunikation von Informationen nach außen unterschieden. Der interne Datenfluss umfasst die Lieferung der relevanten Daten von der Gruppe der Datenlieferanten, bestehend aus denjenigen Abteilungen die Reststoffe an SiSt abgegeben. Diese Daten werden als Primärdaten bezeichnet. Primärdaten umfassen alle unveränderlichen Daten eines Reststoffes. Die nach außen, das heißt beispielsweise an Behörden oder Entsorger kommunizierten Daten können sowohl Primär- als auch Sekundärdaten sein. Sekundärdaten werden durch Berechnungen und Gruppierungen aus den jeweiligen Primärdaten gewonnen.

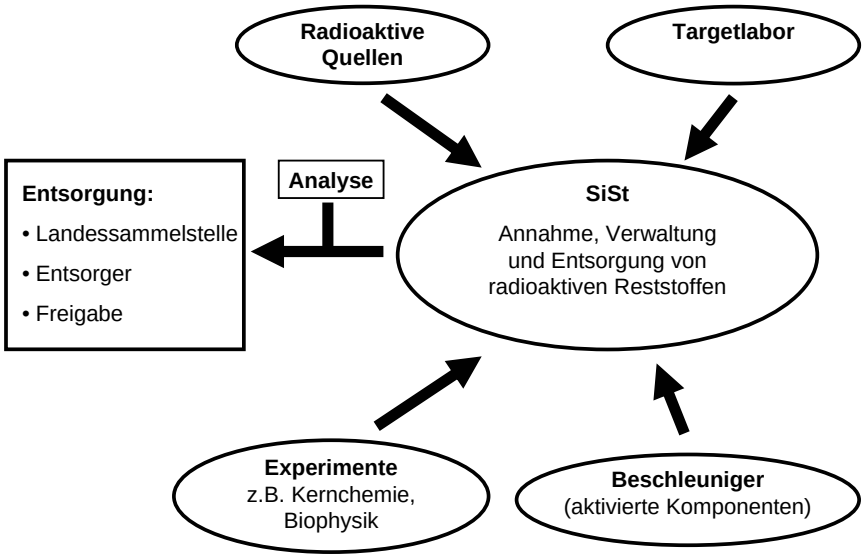


Abb. 1: Exemplarische Darstellung des Weges von radioaktiven Reststoffen

Bei der Übertragung auf ein Datenbanksystem wird eine weitere Aufteilung des Datenflusses notwendig. Dabei lässt sich die Struktur des Systems in drei Arbeitsbereiche und zwei Berechtigungsebenen einteilen. Die Datenerfassung dient letztlich der Eingabe von Primärdaten. Diese werden bei Bedarf im Arbeitsbereich der Datenverarbeitung in Sekundärdaten umgebaut. Dieser Bereich ist den Administratoren des Systems vorbehalten, da auf dieser Ebene alle Berechnungsgrundlagen für Sekundärdaten manipuliert werden können. Ein entsprechender Zugang wird individuell ermöglicht. Die Datenausgabe schließt den internen Datenfluss ab und dient der Ausgabe der benötigten Primär- und Sekundärdaten. In Abb. 2 ist diese grundlegende Datenstruktur abgebildet und wird im Folgenden anhand eines Beispiels erläutert.

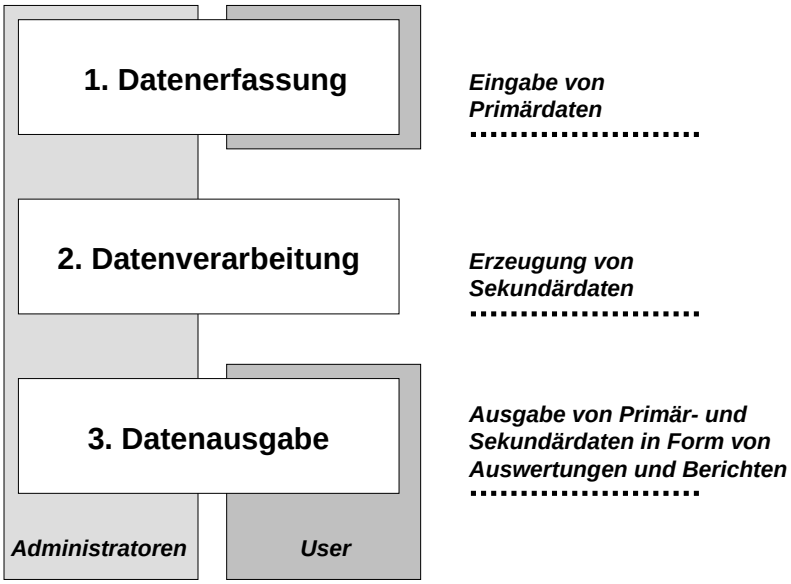


Abb. 2: Aufteilung des Datenflusses in Arbeitsbereiche und Berechtigungsebenen

2.1 Datenerfassung

Als Beispiel für den Datenfluss dient die Abgabe von Urantargets aus Experimenten zur Erforschung superschwerer Elemente an die Abteilung für Sicherheit und Strahlenschutz.

Die Datenerfassung beginnt mit der Erstellung eines so genannten Begleitscheins, der alle verfügbaren Angaben zu den Reststoffen, sowie deren Entstehung enthalten. Sollten nicht alle Informationen verfügbar sein, können entsprechende radioanalytische Messungen durchgeführt werden.

Somit stehen zu diesem Zeitpunkt Informationen über das Datum der Abgabe, die verantwortlichen Personen, die stoffliche Beschaffenheit der Reststoffe, Masse, Nuklide und Aktivität zum Zeitpunkt der Abgabe, Zusatzgefährdungen, sowie Verpackung und Lagerort zur Verfügung.

Um diese Primärdaten auf ein Datenbanksystem zur Verwaltung von radioaktiven Stoffen übertragen zu können, muss die zugrunde liegende Datenstruktur jeden einzelnen Datensatz abbilden können. Dabei ist zum einen eine flexible Gestaltung der Eingabemöglichkeiten zu gewährleisten und zum anderen eine strukturelle Integrität durch Vermeidung von Redundanzen sicherzustellen. Des Weiteren ist es nötig, die Struktur der Datenbank so anzulegen, dass nur unveränderte Primärdaten erfasst und archiviert werden. Nur so ist eine Vergleichbarkeit der Daten auch über große Zeiträume hinweg möglich. Integrierte Plausibilitätsprüfungen und ein nutzerspezifisches Berechtigungssystem runden das Anforderungsprofil an die Datenerfassung ab.

Die eigentliche Dateneingabe in das System geschieht nach Erstellung des vollständigen Begleitscheins und wird sowohl durch Administratoren als auch durch User durchgeführt. Dabei wird in diesem Bereich keine Unterscheidung zwischen Administratoren und Usern vorgenommen. Beide Gruppen sind bei der Dateneingabe gleichwertig, da eine Manipulation der Sekundärdatenberechnung bei der Eingabe nicht möglich ist. Die Gliederung des Arbeitsbereiches der Datenerfassung ist in Abb. 3 schematisch dargestellt.

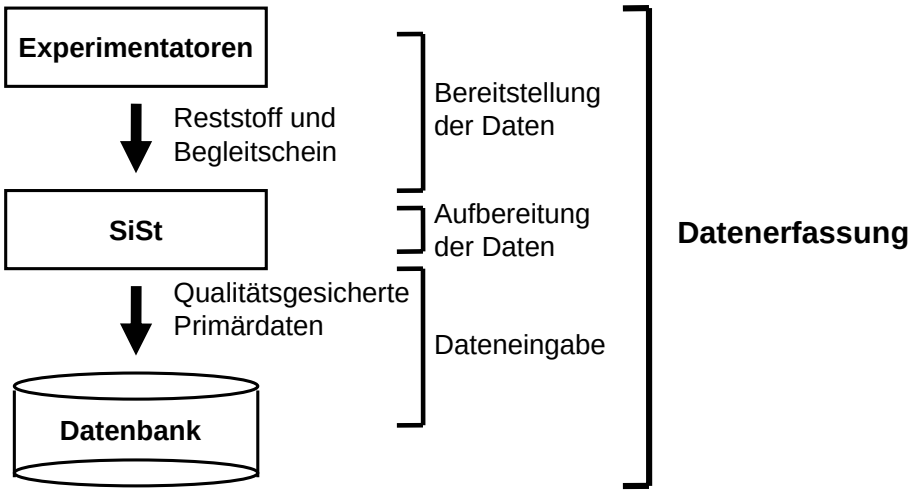


Abb. 3: Gliederung der Datenerfassung

2.2 Datenverarbeitung

Die Anforderungen an den Bereich der Datenverarbeitung ergeben sich aus den Fragestellungen zur weiteren Behandlung der radioaktiven Stoffe. Eine zentrale Rolle spielt dabei die Entsorgung von Reststoffen.
Für jeden Datensatz ist zu klären, ob hinsichtlich der Reststoffart, der Nuklide und Aktivitäten

- eine uneingeschränkte Freigabe
- eine Freigabe zur Beseitigung
- die Rückgewinnung von Rohstoffen
- die Abgabe an die Landessammelstelle

möglich, beziehungsweise nötig ist. Das Einstellen radioaktiver Gleichgewichte und den dadurch gegebenen Aufbau neuer Aktivitäten und abklingende Aktivitäten bei kurzlebigen Nukliden sind deshalb zu berechnen.
Der Bereich der Datenverarbeitung dient somit als Werkzeug um die ursprünglichen, primären Daten aus der Datenerfassung in eine spezifische Form zu bringen. Jede weitere Anwendung der Daten stellt individuelle Anforderungen an dieses Werkzeug. In diesem Arbeitsbereich der Datenbank werden Berechnungsmethoden und Formeln hinterlegt. Die Qualität der Sekundärdaten hängt somit entscheidend von den zugrunde liegenden Eingaben durch die Gruppe der Administratoren ab, welche im Gegensatz zu allen anderen Nutzern die Struktur der Datenverarbeitung verändern können. Dieser Bereich ist deshalb für Standarduser gesperrt. Alle für den Strahlenschutz relevanten Berechnungsverfahren innerhalb der Datenbank sind so anzulegen, dass Veränderungen der entsprechenden Normen, Richtlinien und Gesetze unmittelbar und zentral übernommen werden können. Das System muss in der Lage sein, alle geforderten Gruppierungen und Verknüpfungen von Primär- und Sekundärdaten über die Datenstruktur abbilden zu können.

Die Daten der Urantargets aus dem Beispiel sind zu diesem Zeitpunkt der Betrachtung bereits vollständig eingegeben. Während der Datenverarbeitung bleiben sie unverändert in der Datenbank, können jedoch zur Laufzeit gruppiert, umgerechnet oder anderweitig verändert in Form von Sekundärdaten bereitgestellt werden.

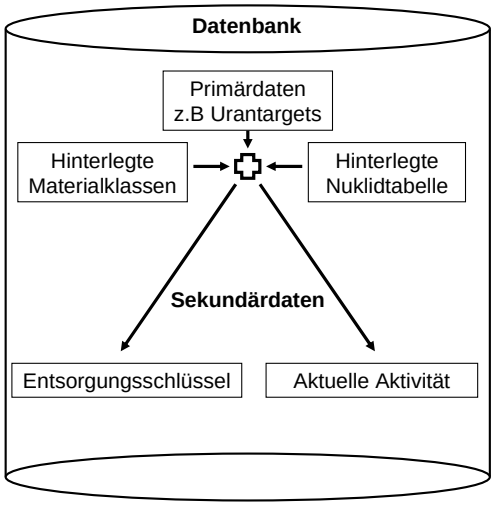


Abb. 4: Beispiel für die Anwendung von Berechnungsverfahren innerhalb der Datenbank

2.3 Datenausgabe

Die Anforderungen an die Datenausgabe reichen von der einfachen Primärdatenabfrage bis hin zu komplexen jährlichen Gesamtbilanzen bezogen auf Vorgänge, Materialien und Nuklidvektoren. Dabei bezieht sich die Datenausgabe nicht nur auf den Bereich der Auswertung von Daten, sondern auch auf die Auswahl und Manipulation von primären Datensätzen. Die Datenausgabe bildet somit den jeweils aktuellen Stand eines Datensatzes innerhalb des Systems ab. Diese Nutzung der Datenausgabe wird in Abb. 5 verdeutlicht. Es handelt sich dabei um die zusammenfassende Ansicht aller Begleitscheine im System, gefiltert für das Jahr 2004. Die Datenbank führt in diesem Fall Auswertungen durch, die lediglich der zusammenfassenden Darstellung und der Arbeit mit dem System dienen.

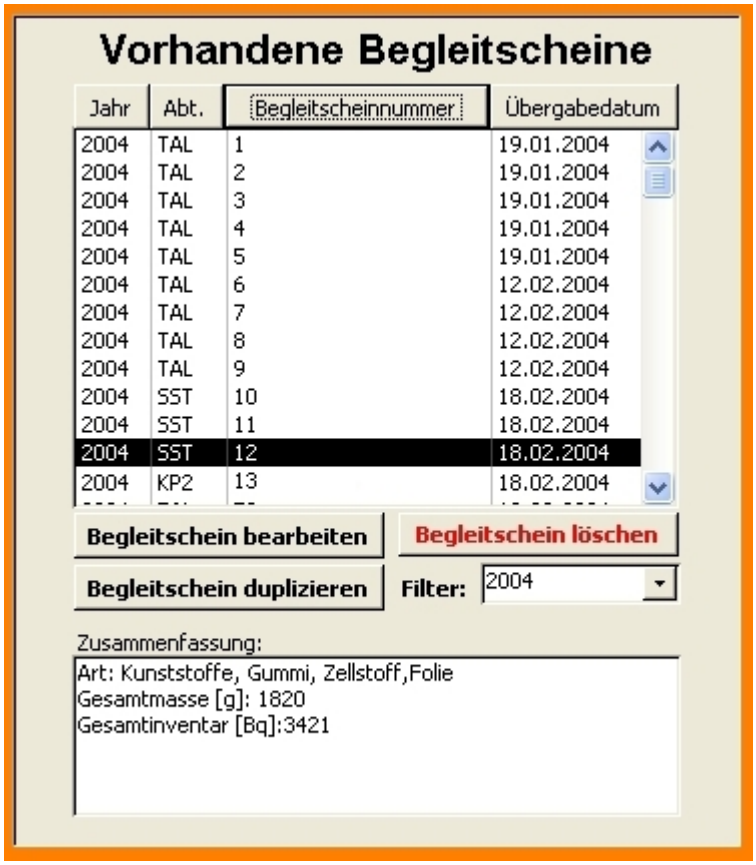


Abb. 5: Zusammenfassende Darstellung der vorhandenen Begleitscheine im Datenbanksystem. Die Abbildung zeigt die Auswahlmaske für Begleitscheine zu einem frühen Entwicklungsstadium des Systems.

Da der Bereich der Datenausgabe durch die individuellen Anforderungen der Nutzer geprägt ist, muss die erforderliche Struktur dementsprechend flexibel gestaltet werden. Das für Abfragen und Auswertungen konzipierte Abfragewerkzeug ermöglicht es, generierte Auswertungen zu hinterlegen und für alle Nutzer, sowie bei wiederkehrenden Fragestellungen nutzbar zu machen. Somit soll das System in der Lage sein, periodische Berichte, Prognosen über Reststoffaufkommen nach bestimmten Experimenten und Entwicklungen des Gesamtinventars zu liefern.
Im Anwendungsbereich der radioaktiven Reststoffe werden Auswertungen insbesondere für die Antragsstellung bei den betreffenden Behörden im Zusammenhang mit Freigabeverfahren

und Entsorgungsvorhaben benötigt. Die Ausgabe von Daten bietet darüber hinaus die Möglichkeit Fragestellungen außerhalb des Bereiches der radioaktiven Stoffe zu bearbeiten. Nach einer erfolgten Freigabe aus dem Geltungsbereich der Strahlenschutzverordnung sind Schnittstellen für die Anforderungen anderer Gesetzesbereiche und Verordnungen denkbar, wie zum Beispiel des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes. Diese Funktion wird in einer zukünftigen Entwicklungsstufe Berücksichtigung finden.

Für das Beispiel der Urantargets lässt sich über die Ausgabe der entsprechenden Daten ermitteln ob und wann ein Entsorgungsvorgang eingeleitet wurde. Des Weiteren sind aktuelle Aktivitäten des Nuklidinventars oder das Gewicht des Sammelgebindes jederzeit abrufbar.
Im Idealfall lässt sich jede Information zu diesem Reststoff zu jeder Zeit abrufen. Limitiert werden diese Informationen durch den Umfang der Datenerfassung.

3. Implementierung

Das Datenbanksystem wird auf der Basis von Microsoft Access[1] im Prototypen-Verfahren entwickelt. Dabei wird vor jeder neuen Version ein Prototyp erstellt und mit realen Daten, sowie mit einer beliebigen Anzahl von Zufallsdaten getestet. Durch dieses Verfahren fließen die auftretenden Fehler und Änderungswünsche direkt in die Erstellung des nächsten Prototyps bis eine stabile Version für einen breiteren Test zur Verfügung steht.

Bei der Umsetzung der Datenstruktur wurde ein konsequent relationeller Ansatz gewählt, um eine größtmögliche Flexibilität bei der Datenauswertung zu gewährleisten. Sämtliche Datenzugriffe sind mittels Visual Basic[1] programmiert und erlauben somit den sequentiellen Betrieb von Sicherheitsfunktionen und Datentransfer. Abfragen innerhalb des Systems wurden individuell mit der strukturierten Abfragesprache SQL geschrieben und ebenfalls in Visual Basic[1] eingebettet.

Zum derzeitigen Stand der Entwicklung umfasst das System 21 streng normalisierte Tabellen, wovon vier Tabellen dem Datentransfer zwischen den Datenstrukturen dienen. Die Daten werden über 15 individuelle Masken eingegeben sowie verwaltet und können über ein Auswertungswerkzeug ausgegeben werden. Ein Berechtigungssystem autorisiert jeden Anwender, je nach Administrator oder User individuell und öffnet oder schließt die jeweiligen Bereiche automatisch.

Bezogen auf radioaktive Stoffe sind je nach Anwendungsgebiet verschiedene Funktionen bereits realisiert und für spätere Entwicklungsstufen geplant. In Tab. 1 ist eine Übersicht einiger Funktionen mit dem jeweiligen Status der Entwicklung dargestellt. Es ist zu beachten, dass jede neue Entwicklung auf diesem Gebiet sowohl neue Möglichkeiten zur Verarbeitung, als auch neue Anforderungen an das System durch seine Anwender hervorbringt.

[1)] Microsoft®, MS-Access® und Visual Basic® sind eingetragene Warenzeichen der Microsoft Corp.

Tab. 1: Übersicht der Funktionen für die Verwaltung radioaktiver Stoffe und deren Entwicklungsstatus.

Funktion	**Status**
Ermittlung der nuklidspezifischen Aktivität bezogen auf den Referenzzeitpunkt	implementiert
Berücksichtigung von Nuklidgleichgewichten	implementiert
Auswertung hinsichtlich Freigabe/Entsorgung	geplant
Zuordnung von Reststoffen und Entsorgungsvorgang	implementiert
Bildung von Reststoffgebinden je nach Entsorgungsvorgang	geplant
Auswertung von Kontaminationsprüfungen	implementiert
Datentransfer zwischen verschiedenen Datenbanken	geplant
Auswertungswerkzeug zur Ausgabe von Reststoffbilanzen und Entwicklungen	implementiert
Prognosewerkzeug zur Abschätzung von Reststoffaufkommen bezogen auf Strahlzeiten des Beschleunigers und Experimente	geplant

4. Zusammenfassung und Ausblick

Im Jahr 2004 wurde an der GSI die Entwicklung eines Datenbanksystems zur Verwaltung von radioaktiven Stoffen eingeleitet. Das Ziel dieser Entwicklung ist die Erleichterung und Optimierung der bislang manuellen und zeitaufwendigen Verwaltung der erfassten Daten dieser Stoffe. Speziell der Bereich der radioaktiven Reststoffe ist an der GSI durch eine besondere Vielfalt der Nuklidvektoren geprägt. Die Anforderungen an das System stammen deshalb unmittelbar aus dem operativen Bereich und werden anhand von gesetzten Teilzielen, die in einem sequentiellen Entwicklungsprozess münden, umgesetzt.

Die Gesellschaft für Schwerionenforschung plant ihre Beschleunigeranlage und Experimentierplätze in den kommenden Jahren bis etwa 2015 erheblich zu erweitern. Mit der neuen Anlage werden um den Faktor 10 000 erhöhte Strahlintensitäten und Steigerungen der Strahlenergien um den Faktor 20 ermöglicht. Diese Veränderungen werden sich mit einer Steigerung der Anzahl und dem Aktivierungsniveau von aktivierten Beschleunigerkomponenten auswirken und somit neue Anforderungen an die Verwaltung von radioaktiven Stoffen stellen. Aus diesem Grund ist die Weiterentwicklung der Datenbank von großem praktischem Interesse.

5. Literatur

[1] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen, StrlSchV – Strahlenschutzverordnung i.d.F. vom 20. Juli 2001 (BGBl. I Nr. 38 vom 26.07.2001, S. 1714).

Gesellschaftliche Aspekte

Thema E

Detlev Ipsen

Bürgerbeteiligung und Regionalentwicklung am Standort für ein atomares Endlager[1]

Vorbemerkung

Für gut zwei Jahren hat der Arbeitskreis Auswahlverfahren für Endlagerstandorte seine Empfehlungen dem Bundesumweltminister überreicht. Der Minister kündigte bei einer Pressekonferenz eine Entscheidung über das weitere Vorgehen innerhalb von sechs Monaten an. Bei einer öffentlichen Vorstellung einiger Aspekte der Arbeiten des Arbeitskreises zu beginn des Jahres 2003 bei der Evangelischen Akademie Loccum war die Stimmung insgesamt positiv. Von Seiten des CDU Umweltausschusses wurde eine ernsthafte Prüfung der Vorschläge angekündigt, die Bürgerinitiative Gorleben gab zu Erkennen, dass man bei einem Verfahren, wie es der Arbeitskreis vorschlägt, für diskutabel halte, dass auch Gorleben nach einer entsprechenden Eignungsprüfung in Erwägung gezogen werden könnte. Die Umweltverbände, die gegenüber der Arbeit sehr kritisch waren, äußerten sich nun eher positiv und differenziert. Die „weiße Landkarte“ wie es der Arbeitskreis als Metapher für einen Neubeginn der Suche nach einem Endlager immer genannt hat, schien zu wirken. Doch bald wendete sich die Stimmung. Der Vorschlag des Arbeitskreises, dass die Empfehlungen für ein Verfahren von allen Beteiligten im Vorfeld diskutiert und offene Fragen geklärt werden sollten, hätte eine Bereitschaft zur Diskussion vorausgesetzt. Ein Gesetzgebungsverfahren des Umweltministeriums ruht wie man hört. Die Energieunternehmen sind ablehnend, wie man hört. Wie konnte es zu diesem Wandel der Stimmung kommen? Aus meiner Sicht ist der Stimmungsumschwung ein Sieg der kurzfristigen Interessen über die langfristigen Notwendigkeiten. Politiker der verschiedenen Parteien sehen es wohl eher als ein Risiko an, sich mit der Frage der sicheren Lagerung der nuklearen Abfälle praktisch zu beschäftigen. Man muss die BürgerInnen zwar nicht davon überzeugen, dass die Suche nach einem Endlager eine dringliche Aufgabe ist – Umfragen zeigen dies deutlich. Aber man muss sie davon überzeugen, dass nach transparenten Verfahren und gründlichen Untersuchungen auch die Region in

---

[1] Es handelt sich bei diesem Text um die leicht überarbeitete deutsche Version von IPSEN, Detlev: Public participation and regional development at a nuclear waste disposal site, In: Kjell Andersson (ed.): VALDOR 2003 – VALues in Decisions, Stockholm 2003. In einer ähnlichen Version ist der Text erschienen als Ipsen, Detlev**:** Regionalentwicklung am Standort für ein atomares Endlager.in: Dally, Andreas (Hrsg.): Atommüll und sozialer Friede. Strategien der Standortsuche für nukleare Endlager, Rehburg-Loccum, 1. Auflage 2003, S. 207 – 226.

Ich greife hierbei auf Texte zurück, die ich für den Endbericht des AkEnd geschrieben habe. Siehe AkEnd, Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte: Auswahlverfahren für Endlagerstandorte,Köln 2002. Diese Texte wurden überarbeitet und ergänzt. Es handelt sich also nicht mehr um die Empfehlungen des AkEnd, sondern um Aussagen des Verfassers.

Frage kommen könnte, in der man selber lebt. Man muss die Industrie davon überzeugen, dass eine Lösung des Problems der sicheren Lagerung auch über die konkrete Problemstellung hinaus positiv auf die Offenheit gegenüber technischen Innovationen wirken würde. Man muss die Verwaltung davon überzeugen, dass man neue Wege gehen kann. Und schließlich müssen sich die Politiker selber davon überzeugen, dass Politik bei den BürgerInnen nur Vertrauen gewinnen kann, wenn sie schwierige Probleme nicht verschiebt und verdrängt, sondern mit den Bürgerinnen und Bürgern nach Lösungen sucht.

Die Suche nach einem Endlager ist nicht nur notwendig, um langfristig die Sicherheit zu erhöhen, sie ist auch ein Laboratorium für die Fähigkeit, Demokratie in einer hoch spezialisierten und differenzierten weiter zu entwickeln.

Zivilgesellschaft als Realität und Perspektive

Eine der Bedingungen dafür, dass sich Bürgerinnen und Bürger aktiv an der Suche nach einem Endlager für radioaktive Abfälle beteiligen, ist die Bürgerbeteiligung und die Ausarbeitung von Perspektiven für eine langfristige Entwicklung derjenigen Regionen, die aus geologischer Sicht für ein atomares Endlager in Frage kommen. Die Regionalentwicklung ist ein integraler Teil der Bürgerbeteiligung und nach den Sicherheitsfaktoren das zweite wichtige Interessenfeld der Bewohner einer potentiellen Standortregion.

Zunächst sollen daher Überlegungen vorgestellt werden, die sich auf theoretische und empirische Grundlagen der Bürgerbeteiligung bei langfristigen und risikoreichen Projekten beziehen. Als zweites werden die Prinzipien der Bürgerbeteiligung dargestellt. Dann werde ich kurz auf die Bedeutung der Region für die Lebenswelt der Menschen eingehen, um schließlich einige Überlegungen zur Regionalentwicklung zur Diskussion zu stellen.

Man kann die Frage, warum die Öffentlichkeit bei der Suche nach einem Endlager aktiv und intensiv beteiligt werden soll, einfach beantworten. Bislang sind nicht nur in Deutschland, sondern in den meisten Ländern, in denen nach einem Endlager gesucht wird, alle Versuche einen Standort zu realisieren am Widerstand der Bevölkerung gescheitert.

Hinter dieser pragmatischen Begründung steht allerdings ein komplexer gesellschaftlicher Prozess, den man verstehen sollte, um die einzelnen Elemente der „aktiven und intensiven Partizipation“ einordnen zu können. In den letzten Jahrzehnten hat sich neben der repräsentativen und formalisierten Demokratie eine eher informelle und situative Form demokratischer Willensbildung und Interessendurchsetzung herausgebildet. Auf der einen Seite existiert und funktioniert die institutionalisierte und formalisierte demokratische Struktur: das System von Parlamenten und Regierung, der unabhängigen Rechtssprechung und der intermediären Organisationen wie Gewerkschaften, Verbände und Lobbyisten, die ihre spezifischen Interessen in Entscheidungsprozesse einbringen. Auf der anderen Seite versuchen jedoch eher

informelle bürgerliche Zusammenschlüsse auf allen räumlichen Ebenen Einfluss auf die Entscheidungen zu nehmen. Diese Herausbildung bürgerlicher Selbstorganisation hat zumindest in der neueren Geschichte der Demokratien ihre Wurzeln in den sozialen Bewegungen der sechziger und siebziger Jahre, ist aber inzwischen in allen politischen Gruppierungen verbreitet und tendiert dazu, die herkömmlichen Schemata von Links, Rechts und Liberal zu transzendieren. Zugleich stellt bürgerliche Selbstorganisation keine Alternative zur repräsentativen Demokratie dar, sondern ist nur durch und auf sie bezogen politisch wirksam. Die Artikulation ihrer Interessen muss durch die Medien aufgenommen werden und wirkt dann über die Wahlen, das heißt auch durch die politischen Parteien und Verbände, auf die Entscheidungen der Parlamente und die Umsetzungen der Exekutive.

Diese zivilgesellschaftliche Entwicklung hat zu neuen Beteiligungsformen geführt. Beteiligung bedeutet heute nicht mehr, dass die Bevölkerung lediglich informiert wird oder dass sie formelle, rechtswirksame Einspruchsmöglichkeiten hat, sondern entwickelt sich zum Konfliktmanagement, um die Blockierung von Entwicklungen zu überwinden und zur aktiven Gestaltung zukünftiger Entwicklungen zu gelangen. Demgemäß geht es bei der Partizipation nicht mehr (nur) darum, für Pläne und Entscheidungen die Akzeptanz der Bevölkerung zu gewinnen. Es geht auch nicht mehr (nur) darum Alltagswissen partiell in die Expertenplanungen zu integrieren, um Planungsfehler zu vermeiden, sondern es geht insbesondere um die kooperative Gestaltung zukünftiger Entwicklungen. Zur Kooperation kommen Experten, Interessenvertreter, Mitglieder der Regierung und Verwaltungen, Parlamentarier und Bürgerinnen und Bürgern zusammen und versuchen Konflikte zu lösen und Zukunftskonzepte oder konkrete Planungen zu entwickeln.

Um sich ein Bild von der Rolle der Bürgerbeteiligung im Meinungsbild der Bevölkerung machen zu können, hat der AkEnd eine repräsentative Umfrage angeregt, die das Bundesamt für Strahlenschutz dann in Auftrag gab.[2]

Bei allen Großvorhaben, dazu zählt selbstverständlich auch die Errichtung eines Endlagers, wird von großen Teilen der Bevölkerung eine Berücksichtigung ihrer Interessen und eine Beteiligung erwartet und eingefordert. Dabei ist der Anteil, der eine Beteiligung einfordert, um so größer, je umstrittener und risikoreicher ein Projekt in der gesellschaftlichen Diskussion ist. Bei der Endlagerung fordern über 70% der Befragten eine Beteiligung ein, bei einer Automobilfabrik sind es knapp 30%. Bei technischen Großanlagen wird vor allem eine frühzeitige Information und Beteiligung gefordert. Man will offensichtlich nicht vor vollendete Tatsachen gestellt werden, sondern an dem Prozess der Planung und Entscheidung von Anfang an teilnehmen.

[2] zur Methodik und den Inhalten im Einzelnen siehe Stolle, Martin: Zwischenberichte, ITAS, Forschungszentrum Karlsruhe, 2002

Begleitet wird die Forderung nach Beteiligung von einem ausgeprägten Misstrauen gegenüber den politischen und gesellschaftlichen Institutionen. Offensichtlich ist gerade in diesem Bereich ein außerordentlich geringes Vertrauen festzustellen. Ein beachtlicher Anteil der Bevölkerung, der zwischen 10 % und beinahe 30 % liegt, hat in die verschiedenen Institutionen überhaupt kein oder nur wenig Vertrauen. Lediglich die Umweltverbände, die Justiz, Polizei und die Wissenschaft genießen noch eine relativ größere Glaubwürdigkeit.

In Bezug auf Informationen über die Kernenergie konkretisiert sich dieses Misstrauen. Als besonders glaubwürdig werden hier lediglich die Bürgerinitiativen und die Umweltforschungsinstitute eingeschätzt.

Ganz generell gilt, dass die Zivilgesellschaft sich nur dann perspektivisch weiterentwickeln kann, wenn der Anspruch auf Beteiligung an Planungen und Mitentscheidungen mit Verantwortung für die Gesellschaft als Ganzes verbunden wird. Es geht also nicht nur darum, seine eigenen Interessen in die Planung und Entscheidung einzubringen, sondern langfristige, nachhaltige und allgemeine Interessen zu berücksichtigen. In bezug auf die sichere Lagerung von nuklearen Abfällen zeigt sich dieses Dilemma deutlich. Über 70% der Befragten halten das Entsorgungsproblem für sehr dringlich (51%) oder dringlich (22%). Über 60% der Befragten streben eine Lösung der Endlagerung innerhalb der nächsten zehn Jahre an. Würde jedoch ein Endlager in der Region gebaut, in der man lebt, so wären 80% der Befragten dagegen. Auch würde man Entscheidungen des Bundestages, eines Landtages oder des Gemeinderates nicht akzeptieren. Auch eine Entscheidung durch eine bundesweite, landesweite oder regionale Volksabstimmung fände bei den Befragten keine Akzeptanz.

Die Konstellationen der Meinungen und Erfahrungen mit Bürgerbeteiligung zeigen auch die Schwierigkeiten, die jenseits von Meinungsäußerungen mit Beteiligung zu erwarten sind. Auf der einen Seite gibt es sehr hohe Ansprüche an frühzeitige und aktive Beteiligung bei wichtigen Projekten. Auf der anderen Seite wird das Misstrauen gegenüber den politischen Institutionen und Verbänden die Kooperation erschweren. Wenn man bedenkt, dass nur ein geringer Teil der Bevölkerung Erfahrungen mit aktiven Beteiligungsformen jenseits der Unterschriftensammlung hat, wird deutlich, dass die Umsetzung einer aktiven und intensiven Beteiligung der sorgsamen Vorbereitung und einer schrittweisen Vorgehensweise bedarf. Dabei wird klar, dass herkömmliche Verfahren bis hin zu basisdemokratischen Abstimmungen den Konflikt zwischen dem eigenen Interesse und der Verantwortung für eine der allgemeinen Sicherheit nützenden Entscheidung, aller Wahrscheinlichkeit nicht lösen können. Die Entscheidungsfindung muss schrittweise, mit der Möglichkeit Fehler zu korrigieren, erfolgen. Es bedarf nachprüfbarer Informationen und transparenter Kriterien und Verfahrensregeln, es bedarf des Dialoges, um eine von den Bürgerinnen und Bürgern getragene Lösung zu finden. Aber auch dann tut man gut daran, die Umsetzung der aktiven und intensiven Beteiligung, als ein großes Experiment zu verstehen. In jedem einzelnen Schritt müssen alle Beteiligten bereit sein, zu

lernen und Veränderungen vorzunehmen. Das Konzept einer aktiven und intensiven Bürgerbeteiligung wie es der AkEnd entwickelt hat und vorschlägt, soll diesen Ansprüchen genügen.

Grundsätzliche Überlegungen zur Bürgerbeteiligung bei der Endlagersuche

Die Vorschläge des AkEnd für die Beteiligung der Bevölkerung beruht auf fünf grundlegenden Prinzipien, die im folgenden kurz vorgestellt werden

Der Dialog
Alle Beteiligungsformen, die der AkEnd vorschlägt, gehen von einem dialogischen Ansatz aus. Es geht nicht darum, über einzelne Veranstaltungen oder Beteiligungsschritte, die Akzeptanz eines fertigen Verfahrens zu erhöhen. Es geht zumindest nicht nur darum, die Legitimität von Entscheidungen zu erhöhen. Vielmehr geht es darum, durch den Dialog zu einem Abgleich von Interessen und zur Herstellung von gemeinsam getragenen Wahrnehmungen und Bewertungen zu kommen. Der Dialog beinhaltet die Gleichwertigkeit von These und Antithese und Konflikte werden als Chancen zur Gewinnung bessere Einsichten über Unterschiede und Übereinstimmungen in der Sache und ihrer Bewertung verstanden.

Die Transparenz
Alle Kriterien und jeder Verfahrensschritt muss vor seiner Umsetzung jedem bekannt sein. Änderungen müssen rechtzeitig kommuniziert werden. Alle Informationen müssen von Beginn an allen zugänglich sein. Kein Informationsbedürfnis ist illegitim. Kein Zeitdruck rechtfertigt eine Vernachlässigung der Informationspolitik.

Faire Verteilung der Kompetenz
Die Suche nach einem geeigneten Standort war bislang eine Sache der Natur- und Ingenieurwissenschaften. Ihre Sachkompetenz soll die Eignung bestimmter potentieller Lagerstätten feststellen und eine möglichst große Sicherheit der Lagerung gewährleisten. Dadurch gab es immer ein Kompetenzgefälle zwischen der Bevölkerung und den Experten. Dies ändert sich auch nicht, wenn zu den Naturwissenschaften die Sozialwissenschaft hinzukommt. Wenn die Kontrolle des Verfahrens und seine Beeinflussung durch die Bürger von Bedeutung sein soll, müssen die beteiligten Bürgerinnen und Bürger mit einer Kompetenz ausgestattet sein, die sie in eine faire Position gegenüber den Fachleuten bringt.

Beteiligung als Kontrolle
Sehr häufig werden Verfahren erschwert oder scheitern, weil bei einem Teil der Beteiligten der Eindruck aufkommt, bestimmte Informationen würden zurückgehalten, hinter bestimmten Entscheidungen stünden andere Gründe als die vorher abgemachten Kriterien, bestimmte Überprüfungen würden nicht so durchgeführt wie vereinbart, Messergebnisse würden verfälscht etc. Deshalb muss das Verfahren und die Einhaltung der Kriterien von Anfang an

kontrolliert werden. Die Öffentlichkeit hat das Recht, alle Informationen zu erhalten. Nur so kann die Glaubwürdigkeit des Verfahrens entstehen und bestehen bleiben.

Beteiligung als Zukunftsgestaltung
Ein möglicher Standort für ein Endlager kann nicht isoliert von der Entwicklung der potenziellen Standortregion gesehen werden. Ein Lager kann negative und positive Auswirkungen auf die zukünftige Entwicklung einer Region haben. Um Nachteile und Vorteile, Gefährdungen und Chancen der Entwicklung zu erkennen, benötigt man die Beteiligung der Bevölkerung. Zukunftskonzepte können nur mit der gestaltenden Beteiligung der Öffentlichkeit entstehen, sollen sie Bestand haben und die verschiedenen Interessen in einer Region integrieren.

Beteiligung heißt auch Verantwortung übernehmen
Die Beteiligung an Entscheidungsprozessen heißt immer auch, dass für etwas Verantwortung übernommen wird. Die Bevölkerung kann und soll das Verfahren der Suche nach einem Endlager mit steuern. Sie soll die Einhaltung der verabredeten Sicherheitskriterien kontrollieren. Sie soll die zukünftige Entwicklung einer potenziellen Standortregion mitbestimmen. Das heißt aber auch, dass man es als eine Verpflichtung ansieht, die Gefährdung, die von einer überirdischen Lagerung hochradioaktiver Stoffe ausgeht, durch eine möglichst sichere Lagerung in einem unterirdischen Endlgager zu verringern. Sollte die Standortfindung für ein atomares Endlager trotz aller Bemühungen nach einem vorab verabredeten Zeitraum bei allen potenziell geeigneten Standortregionen scheitern, so schlagen wir als Planungsstrategie die Legalplanung vor. Der Bundestag zieht in diesem Fall die Entscheidung über einen Standort an sich, auch wenn sich die Bürgerinnen und Bürger gegen ein Endlager an diesem Standort aussprechen. Dies ist als allerletzte Option notwendig – wenn auch keineswegs erwünscht - damit die Bundesregierung ihren gesetzlichen Auftrag, eine möglichst sichere Endlagerung der atomaren Abfälle, erfüllen kann.

Sicherlich garantiert Beteiligung nicht den Erfolg des Verfahrens bei der Suche nach einem Endlager. Es ist auch in jedem Fall zu betonen, dass es in Umfang und Intensität nicht nur in Deutschland ein derartiges Beteiligungsverfahren noch nicht gegeben hat. DerAkEnd empfiehlt daher eine Evaluation jeden Schrittes und eine rechtzeitige Rückkoppelung der Evaluationsergebnisse, um Korrekturen vornehmen zu können. In der Zeitachse begibt sich der Vorschlag weit in die Zukunft. Dreißig Jahre umfassen eine Vielzahl von gesellschaftlichen und technologischen Rahmenbedingungen, die die Sozialwissenschaft nicht voraussagen kann. Auch in dieser Hinsicht ist es ratsam, sich für Korrekturen offen zu halten. Auf der anderen Seite ist der Vorschlag in die internationale Diskussion eingebettet. Es herrscht eine große Übereinstimmung darin, dass der Mangel an Partizipationsmöglichkeiten einer der wichtigen Gründe für das Scheitern aller bislang begonnenen Verfahren ist. Man könnte es so formulieren: Partizipation garantiert nicht den Erfolg bei der Endlagersuche, mangelnde Partizipation aber erhöht die die Risiken eines Misserfolges. Dies gilt um so mehr, wenn die

Partizipation eng mit den alltäglichen Interessen der Bürgerinnen und Bürger verbunden wird. Mit der Idee, die Suche nach einem Endlager mit der partizipativ gestalteten Konzeption und Umsetzung einer langfristigen Regionalentwicklung zu verbinden, wird ein weiteres mal Neuland betreten.

Region als Lebenswelt

Die Vorstellung, die Standortsuche und die Regionalentwicklung zu verbinden, fußt auf zwei Überlegungen.
Zum *ersten* übernimmt die Region, die sich aktiv bei der Suche nach einem Standort beteiligt und zu einem späteren Zeitraum eventuell Standort des Endlagers ist, eine gesamtgesellschaftliche Aufgabe. Der Staat hat damit die Verpflichtung, für die Sicherung und die Entwicklung der Lebensgrundlage der betroffenen Bevölkerung im besonderen Maße zu sorgen, d.h. er hat eine besondere Fürsorgepflicht. Zum zweiten ist zumindest in Deutschland gerade die Region für die Lebenswelt der Menschen von herausragender Bedeutung. Änderungen der strukturellen Gegebenheiten in der Region, führen aus diesem Grund zu einer besonderen Betroffenheit der Bevölkerung.

Mit der Region verbindet sich der Alltag der meisten Menschen, mit der Region verbinden sich die Planungen und Interessenlagen des eigenen Lebens und in der Region sind die sozialen Netzwerke der Menschen. Aus diesem regional geprägten Alltag entwickelt sich ein guter Teil des Wissens um die Welt und die Fähigkeit, veränderte Situationen zu bewältigen. In diesem Sinne ist Region Lebenswelt. Zugleich dringen nicht zuletzt über die Massenmedien systemische, also von Staat und Wirtschaft regulierte Wissens- und Deutungsbestände in den Alltag ein.[3] Eventuell ist es gerade diese Gefährdung des selbstverständlichen Wissens, die eine besonders starke Bindung an die Region bewirkt. Etwa 80% bezeichnen die Region als ihre Heimat, die Bindungskraft der Region liegt damit nur geringfügig unter der des Nationalstaates und deutlich über der Stadt oder dem Stadtteil, in dem man lebt.[4]

Ganz praktisch äußert sich die Bedeutung der Region für das Alltagsleben, in der ausgeprägten Ortsbindung, die für viele Teile Deutschlands bezeichnend ist. So haben über die Hälfte der Befragten ihre Kindheit und Jugend dort verbracht, wo sie heute leben. Selbst in einer sich durch den Neubau des Flughafens rasant entwickelnden Region (München Nord) gilt diese Kontinuität für mehr als ein Drittel.

Zum *zweiten* ergeben sich aus der engen Bindung an eine Region und der Suche nach einem atomaren Endlager besondere Spannungen. Die meisten Befragten verbinden mit dem Bau

[3] siehe dazu Habermas, J.: Theorie kommunikativen Handelns, Frankfürt a.M.1982

[4] durch das Bundesamt für Strahlenschutz wurde auf Anregung des AkEnd zu Fragen der Bedeutung der Region an das ITAS in Karlsruhe eine Umfrage in Auftrag gegeben, aus der die zitierten empririschen Ergebnisse stammen. Siehe dazu Stolle, Martin: Zwischenbericht 2002

eines möglichen Endlagers Sorgen und Befürchtungen. So rechnen nicht nur die meisten mit einer Belastung durch Transporte, sondern die Mehrheit hält eine gesundheitliche Gefährdung für sehr wahrscheinlich oder wahrscheinlich.

So entwickelt sich eine Spannung zwischen der Einsicht, ein Endlager werde dringend benötigt, um die nuklearen Abfälle sicher(er) zu lagern und der Ablehnung der Errichtung eines Endlagers in der Region, in der man selber wohnt.

Diese Spannung, die häufig als generelle „Ohne mich Haltung“ interpretiert wird, kann nur bewältigt werden, wenn die Bürgerinnen und Bürger aktiv beteiligt werden und somit eine Kontrolle über das Geschehen haben. Die gemeinsame Arbeit an Konzepten für eine langfristige Regionalentwicklung kann hinzutretende Sorgen um die Zukunft in einer Region mit einem potentiellen Endlager bewältigen.

Die Organisation der Bürgerbeteiligung bei der Entwicklung regionaler Zukunftsperspektiven

Bei der Erarbeitung eines regionalen Entwicklungskonzeptes und einer darauf aufbauenden konkreten Planung zur Umsetzung müssen professionelles Know-how und die Bedürfnisse der Bürger und Bürgerinnen zusammenkommen. Die Organisation muss anschlussfähig sein, dass heißt, sie muss in einem fachlichen und operativen Zusammenspiel die für Planung und Entwicklung zuständigen Institutionen einbeziehen. Sie muss die komplexen Interessenlagen in einer Region und die Belange der Nachbargemeinden mit berücksichtigen. Die Regionalentwicklung steht in einem engen Zusammenhang mit der zukünftigen Planung des Endlagers.

Bürger und Bürgerinnen stehen im Mittelpunkt

Ein Entwicklungskonzept kann nur auf einer Plattform erstellt werden, die einerseits offen genug ist, um eine breite Beteiligung der Bürger und Bürgerinnen zu gewährleisten, die andererseits aber dennoch verbindlich arbeitet. Das Bürgerforum soll die aktive Beteiligung organisieren. Alle Fragen der Standortuntersuchung und der regionalen Entwicklungsperspektive kommen hier zur Sprache. Für alle Bürger und Bürgerinnen aus den betroffenen Gebieten steht die Mitarbeit in den Bürgerforen offen. Das Bürgerforum kann Arbeitsgruppen bilden, die sich z. B. mit der regionalen Zukunftsperspektive oder mit Risiken bzw. Belastungen durch das Endlager beschäftigen. Es kann auch regionale Zukunftskonferenzen durchführen. Wichtig ist, dass das Bürgerforum in öffentlichen Veranstaltungen die Bürger informiert und zu Wort kommen lässt, die sich nicht im Bürgerforum engagieren. Auf diese Weise wird eine Isolierung der „Bürgerspezialisten” des Forums vermieden, und die Interessen und Bedenken der gesamten Bevölkerung am Standort können einfließen. Auf Grund des engen Bezuges zwischen den sozialwissenschaftlichen, insbesondere den sozio-ökonomischen Kriterien und der Entwicklung einer regionalen Zukunftsperspektive schlägt der AkEnd vor, dass die

Aspekte, die sich auf die Standortsuche beziehen, und diejenigen, die sich auf die Regionalentwicklung beziehen, gleichzeitig im Bürgerforum diskutiert werden.

Letztlich müssen klare Empfehlungen formuliert werden. Das Bürgerforum hat ein Vorschlagsrecht, gibt also Empfehlungen an den Gemeinderat, bei dem die Entscheidung über das weitere Vorgehen liegt.

Unterstützung durch ein Kompetenzzentrum

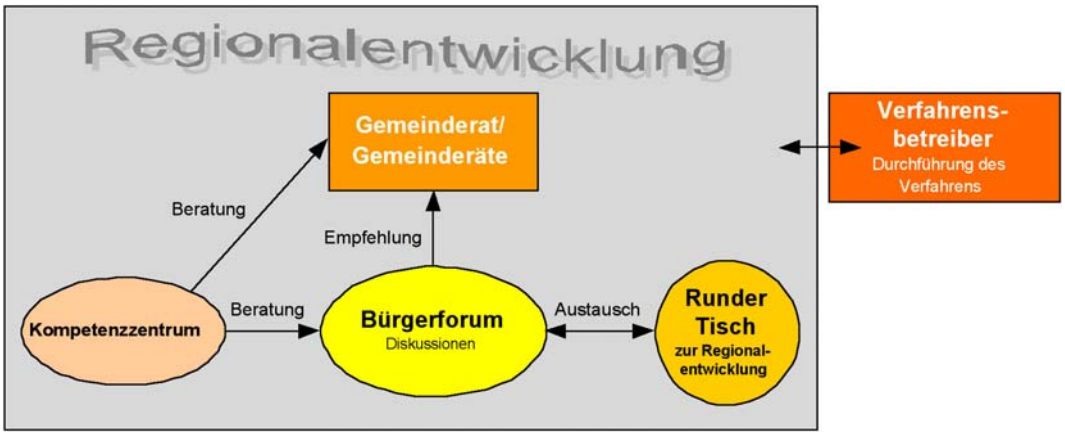
Um diese umfangreichen inhaltlichen und organisatorischen Aufgaben bewältigen zu können, muss die Region darin unterstützt werden, entsprechende Kompetenzen aufzubauen. Dabei handelt es sich um fachliche Kompetenz, um das Wissen über politische Institutionen und rechtliche Regelungen sowie um kommunikative Fähigkeiten. Dazu soll das Bürgerforum durch ein Kompetenzzentrum unterstützt werden. In diesem Zentrum arbeiten Fachleute sowohl zu Fragen der Endlagerung als auch zur Raumplanung und Regionalentwicklung. Das verbindliche Vorschlagsrecht für die Besetzung der Stellen im Kompetenzzentrum soll bei dem Bürgerforum liegen. Das Kompetenzzentrum spielt eine wichtige Rolle in der Frage nach der Fairness des Verfahrens. Indem die Bürger auf Fachleute ihres Vertrauens zurückgreifen können, gewinnen sie eine ebenbürtige Position gegenüber den Experten des Verfahrensbetreibers und der anderen beteiligten Institutionen.

Ein Runder Tisch für Regionalentwicklung

Neben dem Bürgerforum müssen bei der Regionalentwicklung an einem Runden Tisch die lokale Politik und Verwaltung sowie die verschiedenen Interessengruppierungen beteiligt sein. Dies sind die Industrie- und Handelskammer, die Handwerkerschaft, die Vertreter der Landwirtschaft, die Kirchen, Gewerkschaften und relevante Vereine. An dem Runden Tisch haben aber auch die Bürgermeister der Nachbargemeinden einen Sitz, um ihre Interessen zu vertreten. Zwischen dem Runden Tisch und dem Bürgerforum werden auch mögliche Veränderungen der räumlichen Abgrenzung der Standortregion behandelt und eventuelle Vergrößerungen und Verkleinerungen vorgeschlagen. Sollte es nicht zu einer einvernehmlichen Lösung zwischen dem Bürgerforum und dem Runden Tisch kommen, vermittelt der Kreistag bzw. der Regierungspräsident, ggf. auf der Basis gutachterlicher Stellungnahmen.

An dem Runden Tisch sollen Impulse aus dem Bürgerforum aufgenommen und ausgearbeitet werden. Die dort erarbeiteten Konzepte werden im Bürgerforum diskutiert und gehen mit Empfehlungen, Änderungswünschen oder Bedenken an den Gemeinderat, der auch in diesem Fall die Entscheidung über das weitere Vorgehen hat.

Alle institutionellen und politischen Kontakte sollen über die Gemeindeverwaltung direkt laufen. Sie und der Gemeinderat sind dafür zuständig, dass alle Entwicklungskonzepte und Planungen mit bestehenden Institutionen, Planungsvorgaben und den allgemeinen öffentlichen Belangen abgestimmt werden.



GRAFIK: REGIONALENTWICKLUNG

Die Abbildung zeigt das Schema der Organisation der partizipativen Regionalentwicklung, wie sie der AkEnd vorschlägt.

Es ist möglich, dass eine Standortregion das Gebiet mehrerer Gemeinden umfassen oder berühren kann. Alle notwendigen Entscheidungen müssen dann konsensual in den verschiedenen Gemeinderäten gefällt werden. Die Bürger und Bürgerinnen aller beteiligten Gemeinden bilden ein Bürgerforum, das seine Empfehlungen dann an die jeweiligen Gemeinderäte abgibt.

Grundsätze für die Umsetzung der Regionalentwicklung

Langfristige Chancen statt kurzfristiger Vorteile
Mit der Erarbeitung eines regionalen Entwicklungskonzeptes und der Umsetzung der darin vorgeschlagenen Maßnahmen sollen die mit einem Endlager einhergehenden zukünftigen Chancen ausgelotet und wahrgenommen werden, ohne damit den Eindruck der „politischen Landschaftspflege“ oder gar der „Bestechung“ zu vermitteln. Damit ein solcher Eindruck nicht entsteht, muss die Finanzierung einer regionalen Entwicklungsperspektive auf einer zulässigen rechtlichen Grundlage erfolgen. Dabei ist zu beachten, wie die Finanzierungsstrategien im Hinblick auf Verfahrenskultur und Demokratieverträglichkeit in der Öffentlichkeit wahrgenommen werden könnten.

Unterstützung dient der Eigeninitiative
Jede Leistung, finanzielle wie auch Sach- und Personalleistungen, soll nur zur Unterstützung der Eigeninitiative von Unternehmen, Vereinen, Verbänden und Institutionen dienen. Das regionale Entwicklungskonzept muss von innen heraus entstehen und durch die Initiative der Region umgesetzt werden. Die Finanzmittel sind nur als Unterstützung zur Eigeninitiative zu verstehen. Die Finanzmittel oder andere Transferleistungen sind in diesem Sinne eng an das Entwicklungskonzept und die Standortregion gebunden.

Alle Zuwendungen sind zeitlich befristet
Die Höhe der finanziellen Unterstützung hängt von der Ausgestaltung der regionalen Entwicklungsperspektive ab, die im Dialog mit der Region entwickelt wird. Es zeigt sich, dass die Höhe der Kosten insbesondere vom Erfolg der Maßnahmen (ab wann tragen sie sich selbst?) und von der zeitlichen Dauer der Finanzierung (wie lange wird finanziert?) abhängen. Die Finanzierung der regionalen Entwicklungsmaßnahmen ist nur so lange aufrecht zu erhalten, bis der Entwicklungsimpuls sich selbst trägt.

Vom wem kommt die Unterstützung?
Für die Erarbeitung und Umsetzung des regionalen Entwicklungskonzeptes schlägt der AkEnd vor, dass die Abfallverursacher den Regionen Gelder zur Verfügung stellen. Diese sollten in einen Fonds eingebracht werden, um eine flexible Handhabung zu gewährleisten. Eine Mitfinanzierung einzelner Maßnahmen durch die Länder wird nicht ausgeschlossen.

Abgestufte Realisierung der regionalen Entwicklungsplanung
Die Erarbeitung und schrittweise Umsetzung einer regionalen Entwicklungsperspektive steht im engen Zusammenhang mit vorbereitender Planung zu einem möglichen Endlager. Vor der Abfrage der Beteiligungsbereitschaft im Schritt 3 des Auswahlverfahrens soll das vorhandene Entwicklungspotenzial der Region ermittelt werden. Während der übertägigen Erkundung sollen darauf aufbauend Konzepte für die zukünftige Entwicklung der Regionen erarbeitet werden, die ihre Beteiligungsbereitschaft erklärt haben. Der AkEnd empfiehlt, dass im Zuge der untertägigen Erkundung Starter- und Pilotprojekte realisiert werden, um die Umsetzung des Regionalentwicklungskonzeptes vorzubereiten. Mit der Errichtung des Endlagers sollte dann das Entwicklungskonzept als Ganzes umgesetzt werden.

Resümee

Die Suche nach Standorten für nukleare Abfälle wurde in Deutschland bislang ohne ein explizites Konzept der Bürgerbeteiligung durchgeführt. Auch die Frage nach der zukünftigen regionalen Entwicklung einer möglicherweise betroffenen Region wurde nicht systematisch behandelt. Für die Entwicklung der Vorschläge des Arbeitskreises Endlagesuche gibt es allerdings wichtige und lehrreiche Vorläufer: die Diskussion um Rüstungsaltlasten hat die Entwicklung von Mediationsverfahren wesentlich bestimmt. Auch bei anderen Deponien sowie Standorten für Müllverbrennungsanlagen konnten entscheidende Erfahrungen bei der Entwicklung von partizipativen Verfahren gesammelt werden. Für die Überlegungen, die sich auf die Suche nach einem Endlager für atomare Abfälle beziehen, sind internationale Erfahrungen, insbesondere in Schweden, Finnland, Kanada und Frankreich unmittelbar wertvoll.

Der Vorschlag der hier zur Diskussion gestellt wird, versucht auf der Grundlage von zwei Thesen die gesellschaftlichen Aspekte in das Verfahren zur Suche eines geeigneten Endlagerstandortes einzubringen. Zum einen gehen wir davon aus, dass ohne die Beteiligungsbereit-

schaft der Bevölkerung, sich an dem Such- und Prüfprozess zu beteiligen, in einem demokratisch verfassten Staat der Verfahrenserfolg in einem hohen Maße in Frage gestellt ist. Zum zweiten darf ein potentieller Standort für ein Endlager die zukünftige Entwicklung einer Region nicht nachhaltig blockieren. Diese beiden Thesen führen dann zu entsprechenden sozialwissenschaftlichen Abwägungs- und Ausschlusskriterien, zu dem Konzept der aktiven und intensiven Beteiligung und zu den Überlegungen, die sich auf eine langfristige Regionalentwicklung beziehen. Insofern spreche ich von einem integrierten sozialwissenschaftlichen Konzept bei der Endlagersuche. Es ist dabei nur im Interesse aller Beteiligten (und durch die Umfrageergebnisse wurde dies auch bestätigt), dass das Prinzip „im Zweifel geht die Sicherheit vor“ gilt. Auch dieser Fall wird, wenn er denn eintritt, in einem Dialog zwischen Experten, Bürgerinnen und Bürgern und den politischen Repräsentanten zu kommunizieren sein.

DIE ENDLAGERSUCHE ALS KONFLIKTFELD. EIN VORSCHLAG ZUM PROFIL EINER PROBLEMORIENTIERTEN SOZIALWISSENSCHAFTLICHEN ENDLAGERFORSCHUNG

Peter Hocke

Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS), Forschungszentrum Karlsruhe

Zusammenfassung *— Die Suche nach einem Endlager für hochradioaktive Abfälle in Deutschland ist als politisierter Dauerkonflikt mit blockierter Entscheidungslage zu charakterisieren. Eine sozialwissenschaftliche Endlagerforschung, die analytisch Licht in die blockierte deutsche Entscheidungsfindung bringen könnte, findet seit Mitte der 1980er Jahre nicht mehr statt. ITAS unterbreitet hier einen Vorschlag, wie durch problemorientierte sozialwissenschaftliche Forschung Chancen und Risiken für zukünftige Endlagerentscheidungen präziser benannt werden könnten.*

Summary: *The search for a final disposal site for high-level nuclear waste in Germany is to characterize as an enduring and politicised conflict causing a blocked process of decision making. A social science based research on final disposals, reflecting this stalemate situation in Germany, did not take place since the middle of the 1980s. This ITAS paper presents a proposal, how - by the means of social science - the chances and risks for further decision making about nuclear waste could be articulated more precise.*

Schlüsselwörter *— nukleare Entsorgung, Standortauswahl, Entscheidungsprozess, sozialwissenschaftliche Forschung.*
Keywords *— radioactive waste management, site selection, decision making, social science.*

1. Einleitung

Obwohl bereits nennenswerte Mengen an Nuklearabfällen existieren, wurde weltweit noch kein Endlager für hochradioaktive Abfälle in Betrieb genommen. In Finnland wird der Bau eines Endlager dieser Art inzwischen zwar offensiv in Angriff genommen, in anderen europäischen Staaten mit einer etablierten Nuklearwirtschaft steht die Errichtung eines Endlagers für hochradioaktive Nuklearabfälle noch aus. In Deutschland gibt es inzwischen seit weit mehr als zwei Jahrzehnten eine intensive zivilgesellschaftliche Kontroverse über die Entsorgung nuklearer Abfälle. Der Prozess der Endlagersuche selbst ist als blockiert und politisiert zu charakterisieren. Die rotgrüne Bundesregierung entschied zwar vor mehr als sechs Jahren, einen Neuanlauf bei der Endlagersuche zu initiieren. Dieser Neuanlauf führte zu einem Experten-Gutachten, das für eine systematische und vergleichende Endlagersuche an mehreren Standorten sowie die Anwendung deliberativer Verfahren plädiert [1]. Dieser versuchte Neuanlauf löste zwar verschiedenste Aktivitäten aus, es gelang aber bisher nicht, den Entscheidungsprozess selbst voranzutreiben. Die geplanten vorgezogenen Bundestagswahlen im Herbst 2005 lassen es unwahrscheinlich erscheinen, dass die für das Jahr 2005 angekündigten Gesetzesvorhaben zur Neuregelung der nuklearen Entsorgung noch verwirklicht werden. Vielmehr ist zu erwarten, dass in Abhängigkeit von den Wahlergebnissen neue Konflikte zwischen der Bundesregierung, Bundesländern, Umweltverbänden, Wirtschaftsvertretern und anderen zivilgesellschaftlichen Akteuren ausbrechen werden, die einen bürgerschaftlichen Konsens bei der Endlagersuche in Deutschland weiterhin als unwahrscheinlich erscheinen

lassen. Wie lässt sich der Ausgangspunkt dieser blockierten Entscheidungslage aus sozialwissenschaftlicher Sicht charakterisieren?

Bei allen Differenzen in Einzelfragen herrscht zwischen beteiligten Akteuren und den interessierten Teilen der deutschen Öffentlichkeit Einigkeit darüber, die Endlagerung für nukleare Abfälle aller Art in tiefen geologischen Formationen anzustreben. Gleichzeitig verfügt Deutschland über eine genehmigtes Endlager-Projekt für die Aufnahme von schwach und mittelaktiven Nuklearabfällen: das Endlager-Bergwerk „Schacht Konrad“ in Niedersachsen. Der ebenfalls niedersächsische Standort Gorleben, der durch heftige innenpolitische Konflikte seit Ende der 1970er Jahre immer wieder für Aufsehen sorgt, ist als möglicher Ort für ein Endlager hochradioaktiver Abfälle seit längerem im Gespräch. Dort befinden sich ein Erkundungsbergwerk für ein potentielles Endlager sowie verschiedene Entsorgungsanlagen (z.B. ein in Betrieb befindliches Zwischenlager). Die Arbeiten in dem Erkundungsbergwerk ruhen aufgrund eines befristeten Moratoriums, das im Kontext der Atomausstiegsverhandlungen verhängt und bisher noch nicht zurückgezogen wurde. Ob diese beiden Endlagerprojekte in der angedachten Form ihren Betrieb aufnehmen werden, ist gegenwärtig unklar. Dies hängt einerseits damit zusammen, dass es der rotgrünen Bundesregierung in der ersten Legislaturperiode (1998ff) über dialogisch strukturiere Verständigungsprozesse mit der Energiewirtschaft gelang, die Vorbedingungen für das „Gesetz zur geordneten Beendigung der Kernenergienutzung zur gewerblichen Erzeugung von Elektrizität“ (2002) auszuhandeln. Bei der nuklearen Entsorgung war jedoch keine vergleichbare Regelung zu erzielen.

Bei der Endlager-Frage favorisierte das Bundesumweltministeriums das sog. Ein-Endlager-Konzept (die Errichtung eines einzigen Endlagers für schwach-, mittel- und hochradioaktive Abfälle) und strebte die Schaffung eines kriteriengestützten vergleichenden Verfahrens neuer Qualität für die Standort-Auswahl an, in der die bereits gefallenen Entscheidungen überprüft werden sollten. Für die Entsorgungsdebatte waren die Empfehlungen des Expertengremiums AkEnd („Arbeitskreises Auswahlverfahren Endlagerstandorte“), die unter Öffentlichkeitsbeteiligung erstellt und im Dezember 2002 vorgelegt wurden [1], ein Meilenstein. Von ihm wurde erhofft, Bewegung in die festgefahrene Auseinandersetzung zu bringen.

Das Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS) im Forschungszentrum Karlsruhe erstellte in diesem Kontext unter dem Titel „Expertenhandeln im Konflikt um die nukleare Entsorgung in Deutschland“ eine evaluative Studie über die öffentliche Effekte des AkEnd und verschiedene kleinere Analysen (s. [2] und http://www.itas.fzk.de/deu/itaslit/p/ekne.htm). Bei der Durchführung dieser empirisch ausgelegten Arbeiten stellte sich heraus, dass die fachwissenschaftliche Auseinandersetzung mit der Endlagerfrage in Deutschland „blinde Flecke“ aufweist. Insbesondere die stockende deutsche Entscheidungsfindung zur nuklearen Entsorgung ist bisher nicht wissenschaftlich aufgearbeitet. Systematische Analysen, die den Entsorgungskonflikt ernst nehmen, wurden seit Mitte der 1980er Jahre so gut wie nicht mehr erstellt. Dieses Forschungsdefizit trägt entscheidend dazu bei, dass die Diskussionen über die Endlagerung in der interessierten Öffentlichkeit unterkomplex geführt werden.

2. Zum sozialwissenschaftlichen Forschungsstand

Die aktuelleren Veröffentlichungen, die sich mit dem Konflikt um die Kernenergie oder die Endlagerung in Deutschland beschäftigen, sind unter sozialwissenschaftlichen Qualitätskriterien wenig zufrieden stellend. Seit Mitte der 1980er Jahre finden sich nur noch wenige Veröffentlichungen zum Kernenergiekonflikt in Deutschland [3] [4]. Internationale Studien fassen die verschiedenen einschlägigen Entwicklungen lediglich zusammen und sind für eine

vertiefte Diskussion der deutschen Problemlage wenig hilfreich. In den späten 1990er Jahren erschienen einige Arbeiten, die überwiegend als Debatten-Beiträge einzustufen sind, aber keine synthetisierende Diskussion führen [5] [6] [7].

Die zeitgeschichtliche Forschung begann inzwischen, sich für die Frühgeschichte des Konflikts um die Nutzung der Kernenergie und die Auseinandersetzungen zu interessieren, die sie begleiteten. Erste Studien entstanden, die sich mit historischen Verfahren der „Endlagerung" und ökologischem (und damit z.T. auch antinuklearem) Protest annäherten [8] [9]. Näher an entscheidungstheoretischen Fragestellungen - allerdings bezogen auf den „Fall" Schweiz - ausgerichtet sind zwei interessante Studien, die in ihrer Spezifik nur unter einzelnen Gesichtspunkten auf die deutsche Situation übertragbar sind [10] [11]. Die internationale Diskussion über die Endlagerfrage dagegen erweist sich als ausgesprochen dynamisch und greift eine Reihe von Gesichtspunkten auf, die auch für den deutschen Fall spannend wären, bisher jedoch auf wenig wissenschaftliches Interesse stießen [12] [13] [14] [15] [16] [17] [18]. Auch wenn die nationalen Strukturen zunehmend durch Formen internationaler und multinationaler Politik ergänzt und punktuell überlagert werden, bildet die nukleare Entsorgung nach wie vor einen Entscheidungsraum, der durch nationale Fachpolitiken sowie nationale Kontext- und Konfliktstrukturen geprägt wird. So wurde auch in keiner der genannten internationalen Studien die deutsche Endlager-Politik einer systematischen Policy-Analyse unterzogen. Eine sozialwissenschaftliche Forschung im engeren Sinn zum Thema Endlagerung findet also nicht statt (s. auch [19]). Auch wenn im politischen Prozess Diskussionsveranstaltungen dokumentiert werden und Akteure der Politikberatung soliden fachlichen Input liefern (z.B. [20] und [21] sowie als Beispiel aus dem AkEnd-Prozesses [22]), bleiben grundlegende Strukturen und Zusammenhänge der Kontroverse durch eine bestenfalls punktuelle, häufig auch nur instrumentelle Nutzung der spärlichen wissenschaftlich-professionellen Ergebnisse sozialwissenschaftlicher Forschung ein Input, der die Expertenkommunikation kaum auf solideren Boden stellen kann.

Eine zentrale Herausforderung ist in diesem Kontext, eine Antwort auf die Frage finden, wie die natur- und ingenieurwissenschaftlichen Wissensbestände zur Entsorgung mit dem Wissen über die bundesdeutsche Gesellschaft (mit ihren Einstellungs- und Konfliktmustern) sowie dem fachlichen Konsens und Dissens innerhalb der Community der Endlager-Experten in Einklang gebracht werden kann. Bei ITAS gehen wir davon aus, dass dies nur möglich ist, wenn es gelingt, sowohl die Vorgeschichte der heute anstehenden entsorgungspolitischen Entscheidungen mit ihren Effekten bei den involvierten und interessierten Stakeholdern zu untersuchen und der interessierten Öffentlichkeit zu präsentieren, gleichzeitig aber auch das aktuelle Handeln systematisch und professionell zu analysieren. Dazu gehört mehr, als Umfragedaten zur Kernenergie und zur Entsorgung als Gradmesser für Akzeptanz zu interpretieren und auf erhöhte Technikfreundlichkeit in der Bevölkerung zu hoffen (zur Technikakzeptanzforschung s. Jaufmann [23]). Ausgehend von den eigenen Forschungen zum Thema Endlagerung und einem multidisziplinären Expertenworkshop im Oktober 2004 in Karlsruhe stellen wir ein Profil für ein sozialwissenschaftliche Endlager-Forschung vor, das vorangegangene Konflikte ebenso berücksichtigt wie internationale Erfahrungen und Ergebnisse der natur- und ingenieurwissenschaftlichen Nuklearforschung [24].

3. Die Grundidee

Das „Forum on Stakeholder Confidence" des „Radioactive Waste Management Comitee" der NEA teilt mit ITAS die Einschätzung, dass die Entscheidungslage in Deutschland als blockiert zu charakterisieren ist [25]. Diese Entscheidungsblockade wird einerseits bestimmt

durch die politische Agenda der Bundesparteien, andererseits durch einen Entscheidungsmodus, der in diesem Feld durch gesetzliche Regelungen festgeschrieben und mit seiner zentralisierten Modus der Entscheidungsfindung als klassischer top-down-approach zu verstehen ist. Dialogisch orientierte Entscheidungsformen werden zwar allgemein als Hoffnungsträger eingestuft, von den zentralen Stakeholdern (wie Energiewirtschaft sowie den meisten Regierungsbehörden und –organisationen) jedoch nicht substantiell in den Entscheidungsprozess integriert. Da die Entscheidungsfindung damit auf Instrumente der repräsentativen Demokratie und die Gesetzgebung setzt, die ITAS-Umfragedaten für 2001 und 2002 gleichzeitig jedoch zeigen, dass die Lösung des Problems in der Bevölkerung als ausgesprochen dringlich eingestuft und eindeutig der Bedarf formuliert wird, die Öffentlichkeit am Entscheidungsprozess unmittelbar zu beteiligen [26], kann mit hoher Wahrscheinlichkeit von einer Fortsetzung des Konflikts um die nukleare Entsorgung in Deutschland ausgegangen werden.

Im Zentrum der problemorientierten sozialwissenschaftlichen Endlager-Forschung, die ITAS vorschlägt, stehen die Dimensionen „Regierungshandeln“ und „Öffentlichkeit“. Als Dimension zweiter Ordnung wird die Ebene des „Expertenhandelns“ in das Projektdesign integriert. Dabei werden verschiedene empirische Verfahren der Sozialwissenschaften und der Technikfolgenabschätzung prozessbegleitend (also ab 2005/06) eingesetzt. Sie fokussieren einerseits auf die öffentlichen und veröffentlichten Aktivitäten der Schlüsselakteure, die in ihrer Eigenlogik erfasst und reflektiert werden. Andererseits wird durch speziell ausgerichtete Erhebungen problemorientiert ermittelt, welche Inhalte und Probleme im öffentlichen Feld der Endlager-Aktivitäten nur schlecht sichtbar werden. Die Struktur des Vorgehens lässt sich anhand der verschiedenen vorgesehenen Analysemodule beschreiben.

Medien stellen in spätmodernen Gesellschaften eine Institution dar, die die individualisierten staatsbürgerlichen Subjekte untereinander verbinden und sowohl mit Informationen aus ihrer Gesellschaft, aber auch mit basalen Informationen aus den gesellschaftlichen Teilsystemen (Wirtschaft, Politik, Kultur etc.) versorgen. Auch wenn die Massenmedien nicht nur Informationen weitergeben, sondern selbst auch in die Meinungsbildung und den Prozess des gesellschaftliches Agenda-Setting eingreifen [27], bilden sie doch als „Dauerbeobachter“ öffentlicher Kommunikation und öffentlichen Handelns eine „Institution“, die mit hoher Kontinuität gerade politisierte Konflikte wie den um die nukleare Entsorgung beobachten. Da in der Mediengesellschaft alle bedeutenden Akteure darauf angewiesen sind, ihr Handeln und ihre Absichten zu kommunizieren, kann davon ausgegangen werden, dass durch das etablierte sozialwissenschaftliche Verfahren der „quantitativen Inhaltsanalyse“ sowohl das Handeln von politischen Entscheidungsträgern und Regierungsorganisationen als auch das anderer zentraler Akteure (Energiewirtschaft, Interessenverbände der Wirtschaft und des Umweltschutzes, Protestgruppen) relativ gut erhoben werden kann. Gerade politische Vereinbarungen, parlamentarische Initiativen und Meinungsumschwünge sind so gut zu erfassen. Entsprechend sollen mediale „Zeitreihen-Daten“ auf der Basis einschlägiger Massenmedien (Qualitätszeitungen wie der „Frankfurter Allgemeinen Zeitung“, Nachrichtenmagazine wie „Focus“ und die Wirtschaftspresse) in die Datenerhebung eingebunden werden. Da Endlagerung jedoch nicht nur ein politisches und wirtschaftliches Thema ist, sondern eng mit technischen Fragestellungen und Problemlösungen verknüpft ist, werden weiterhin die Rubriken Technik und Wissenschaft in besonderer Weise berücksichtigt.

4. Zum empirischen Profil

Auf der Datenebene wird empirisch zuerst erfasst, welchem Akteur es wie oft gelingt, in den Medien berücksichtigt zu werden, und welche inhaltlichen Informationen über seine Positio-

nen vermittelt werden. An Knotenpunkten der Entscheidungsfindung werden zusätzlich erstens mittels „qualitativer Inhaltsanalysen“ vertieft Daten zur Ereignisgeschichte, der Positionierung der Akteure und ihren Kontroversen erhoben, zweitens zusätzliche schriftliche Quellen (z.B. öffentlich zugängliche Dokumente) ausgewertet und Leitfaden-Interviews geführt.

Welche Entscheidungen getroffen werden, ist in konflikttheoretischer Perspektive immer mit den Auseinandersetzungen ins Verhältnis zu setzen, die zwischen den beteiligten Akteuren im Vorfeld geführt werden. Da Massenmedien in besonderer Weise an der Konflikthaltigkeit vor Ereignissen interessiert sind, lassen sich durch entsprechende Analyseverfahren aus der Medienberichterstattung dann Konfliktmuster herausarbeiten, wenn die ausgewählten Quellen das Meinungsspektrum gut abbilden. Wenn in einem weiteren Analyseschritt dafür gesorgt wird, dass mediale Kommentare und latente Kommentierungen (z.B. in Überschriften) herausgearbeitet werden, kann ein erster aussagekräftiger Zugang zur Analysedimension „Öffentlichkeit“ gefunden werden. Ergänzt wird dieser Zugang durch Experten-Interviews.

Umfragedaten sind vor allem dann in besonderer Weise instruktiv, wenn durch sie das Antwortverhalten über Zeit beobachtet werden kann. Da einschlägige Datenerhebungen bisher nicht systematisch ausgewertet wurden und lediglich Stolle und Ipsen ausführlicher dazu gearbeitet haben, sind systematische Auswertungen der vorliegenden Umfrageergebnisse retrospektiv und parallel zur Laufzeit des Projektes zu erstellen [28] [29]. Einen ersten Anknüpfungspunkt liefern die beiden repräsentativen Bevölkerungsfragen zum Thema, die ITAS im Auftrag des AkEnd 2001 und 2002 bundesweit durchführte und die ein Schlüsseldilemma der Endlagersuche in Deutschland in hervorragender Weise aufzeigten: Die deutsche Bevölkerung möchte eine zügige Lösung der Endlagerung auf deutschen Territorium. Sollte dieses Endlager jedoch in der Region errichtet werden, in der der Befragte selbst wohnt, so würde er es ablehnen [30].

Retrospektiv wären die medialen Zeitreihendaten und die Umfragedaten problemorientiert und in Abhängigkeit von ihrer Varianz zu interpretieren. Ausgangspunkt wäre dabei der manifeste Konflikt, in dem sich die bundesdeutsche Gesellschaft bei der Behandlung der Endlagerfrage befindet und in dem der „interessierten Öffentlichkeit“ und damit auch den Endlager-Experten und den mit der Endlagerforschung befassten Wissenschaftlern eine besondere Rolle zukommt. Sie sichern den Wissensbestand und den Wissenstransfer ebenso wie die technologischen Entsorgungslösungen. Da all diese Endlager-Experten auf der einen Ebene dem Referenzsystem „Wissenschaft“ verpflichtet sind, erscheinen sie mit den gesellschaftspolitischen Auseinandersetzungen auf den ersten Blicke nicht direkt verbunden; da sie jedoch durch ihre Expertise dem Entscheidungsverfahren wiederum direkt oder indirekt zuarbeiten, gleichzeitig auch als Produzenten von einschlägigem Wissen von der Öffentlichkeit mit ihren Nachfragen herausgefordert werden, sind sie als Akteure zweiter Ordnung zu beschreiben. Bei Streitfragen erwartet die Öffentlichkeit, dass sie komplexe Sachverhalte übersetzen und insofern sind sie von den in die Auseinandersetzungen direkt oder indirekt (u.U. auch durch Passivität) eingebunden. Dabei gewinnt Expertenhandeln und „Expertenkommunikation“ in besonderer Weise an Bedeutung. Da vor allem in der internationalen Diskussion (s. z.B. [18]) diskursive und deliberativen Strategien insbesondere bei der Verknüpfung der ingenieur- und naturwissenschaftlichen Aspekte der Endlager-Forschung mit der Kontroverse um die Entscheidung der Entsorgungsfrage verknüpft werden, setzt der ITAS-Vorschlag mit einem dritten empirischen Modul hier an:

Durch schlanke, unterschiedlich strukturierte Experten-Befragungen (Interviews, Experten-Delphis) wird ermittelt, welche Einschätzungen und Wissensbestände in der Fachöffentlich-

keit unstrittig sind. Ausgangspunkt wäre die Einschätzung, dass die natur- und ingenieurwissenschaftlichen Probleme der Endlagerforschung weitgehend gelöst sind. Wo diese mit der öffentlichen Kritik an den bisherigen Endlager-Strategien verknüpft sind (positiv oder negativ), wäre jedoch detaillierter herauszuarbeiten. Welche strittigen Aspekte Bedeutung für die Errichtung eines Endlagers in Deutschland sowie die daran formulierte Kritik hätten, gehört ebenso zu diesem Analysemodul wie Fragen des professionellen Managements von Nichtwissen und Unsicherheit. Von besonderer Bedeutung ist dabei, welche modernen Verfahren der wissensbasierten Problembearbeitung und Entscheidungsfindung akzeptiert werden können. Ausgangspunkt für die Rekonstruktion der Expertenwahrnehmung des Endlager-Problems ist die räumliche Nähe und die vorhandenen Kopperationsbeziehungen, die ITAS insbesondere innerhalb des Forschungszentrums Karlsruhe mit seiner ausgewiesenen Expertise im Bereich der Nuklearforschung und in der Helmholtz-Gemeinschaft, aber auch mit unterschiedlich ausgerichteten externen Forschungspartnern besitzt.

5. Perspektive und Ausblick

Die Arbeitsmodule, die auf die drei Dimensionen „Regierungshandeln", „Öffentlichkeit" und „Expertenhandeln" ausgerichtet sind und bisher in allgemeiner Form beschrieben wurden, können sowohl in einer „schlanken" und wie auch in einer „erweiterten" Variante durchgeführt werden. Gegenwärtig werden tragfähige Forschungspartnerschaften und die Beantragung von Drittmitteln vorbereitet. In einer schlanken Variante wird in Anlehnung an das Projektdesign der ITAS-Medienanalyse [2] für ein verkleinertes Sample die Datenerhebung für die Jahre 2003 bis Projektende fortgesetzt. Damit könnte für die Jahre 1997 bis 2010 das Regierungshandeln und die öffentliche Kontroverse nachgezeichnet werden. In der erweiterten Variante könnte retrospektiv die Brücke zu den Ergebnissen der wichtigen Studie von Tiggemann geschlagen werden, der die Geschichte der nuklearen Entsorgung in Deutschland für die Jahre 1955 bis 1985 rekonstruiert [8].

Da nationale Eigenheiten die politische Kultur eines Landes nicht nur prägen, sondern den Blick auf Problemlösungen verstellen können, besteht eine weitere zentrale Forschungsperspektive vom ITAS darin, international vergleichend vorzugehen. Angesichts der Ausgangslage einer Entscheidungsblockade und eines manifesten Konflikts den Akteuren aus Politik, Wirtschaft und Gesellschaft müssen die Kontextbedingungen bis zu einem gewissen Grad ähnlich sein. Erfolgversprechend erscheint es daher, Staaten in den Blick zu nehmen, in denen diskursförmige Problemlösungen bei der schwierigen gesellschaftspolitischen Entscheidung für einen Endlagerstandort offensiv ins Spiel gebracht wurden. Dies ist u.a. in der Schweiz der Fall. Ein Zwei-Länder-Vergleich mit möglichst synchronem empirischem Design erscheint in sozialwissenschaftlicher Perspektive günstig. Erste Kontakte mit Wissenschaftlern und einer Regierungsorganisation in der Schweiz sind hergestellt.

Die Forschungsfrage, die im Zentrum aller Analysemodule steht, bezieht sich auf die sozialen Effekte unterschiedlicher Modi der Entscheidungsfindung und die Erfolgsaussichten, die sich für dialog-orientierte deliberative Verfahren und andere Formen des New Governance im Fall der Entsorgung radioaktiver Abfälle ergeben. Da Effekte unterschiedlicher Formen der Entscheidungsfindung nicht kurzfristig zu erwarten sind, ist eine Projektlaufzeit von sechs Jahren (3 plus 3 Jahre) vorgesehen. Berichte zu verschiedenen Teilpaketen (wie dem Experten-Delphi und der Medienanalyse) sind in kürzeren Abständen geplant, um die Debatten unter den Endlager-Experten und mit der interessierten Öffentlichkeit produktiv einzubeziehen. Theoretisch orientieren die Arbeiten sich an Studien auf der Öffentlichkeitssoziologie, der Kommunikationswissenschaft, der Umfrageforschung, der Wissens- und der Politischen

Soziologie sowie der Technikfolgenabschätzung. ITAS könnte mit seinem multidisziplinären Forscherteam, in dem naturwissenschaftliche und sozialwissenschaftliche Qualifikationen gebündelt sind und mit seiner wissenschaftlichen Erfahrung mit der Analyse von Technik und Technikfolgen, einen gehaltvoll Beitrag dazu leisten, die Forschungsergebnisse professionell aufzuarbeiten und Entscheidungsträgern nahe zu bringen (z.B. Workshops, Newsletter).

Eine systematische, problemorientierte und von empirischen Analysen getragene sozialwissenschaftliche Endlager-Forschung kann helfen, Chancen und Risiken, aber auch Bedingungen für das zukünftige erfolgreiche Vorgehen bei der Endlagersuche präziser zu benennen und Anregungen für den Dialog zwischen Endlager-Experten und interessierter Öffentlichkeit geben. Auch wäre in diesem Kontext zu benennen, welche Pfade für die Auflösung der blockierten und politisierten Entscheidungslage zur Wahl stehen. Dazu gehört auch zu reflektieren, welche Entscheidungsstrategien unter Bedingungen der Spätmoderne zivilgesellschaftlich durchsetzbar sind. Dieser Beitrag wurde zu einem Zeitpunkt fertig gestellt (Juni 2005), an dem unklar war, ob die nächste deutsche Bundesregierung an der Ende der 1990er Jahre formulierten Prämisse eines Neuanfangs für eine dialogorientierten Endlagersuche festhalten und der qualifizierten Bürgerbeteiligung in den erwogenen Standortregionen einen hohen Stellenwert einräumen möchte. Stattdessen könnte gerade bei einem Regierungswechsel beschleunigt an einer zügigen Inbetriebnahme der Endlager-Projekte Schacht Konrad und Gorleben in Deutschland gearbeitet werden. Die Christdemokraten kündigten bereits an, nach einem Sieg bei den sich abzeichnenden vorgezogenen Bundestagswahlen September 2005, das Moratorium für Gorleben aufzuheben und die Erkundungen mit dem Ziel fortzuführen, bei geologisch akzeptablen Ergebnissen dort ein Endlager zu errichten. Auch das Entsorgungsprojekt Schacht Konrad solle vorangetrieben werden (vgl. Berliner Zeitung v. 26.5.05). Sollte dies eintreten, so wäre zu beobachten, wie sich dies auf die politisierte Entscheidungslage auswirkt. Mulitdisziplinär diese Fragen wissenschaftlich zu reflektieren, dürfte in jedem Fall ein wichtiger Beitrag zur Qualitätssicherung und Zukunftsfähigkeit wissenschaftlicher Expertise auch in diesem Anwendungsfall sein.

6. Literatur

[1] AkEnd: Auswahlverfahren für Endlagerstandorte. Empfehlungen des AkEnd (Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte), Köln, Dezember 2002, 260 S.

[2] Hocke-Bergler, P. / Gloede, F.: Collective Action of Experts in a Stalemate Situation, Paris: NEA 2005 / i.E (http://www.itas.fzk.de/deu/lit/2004/hogl04b.pdf) (besucht am 12.6.05)

[3] Rüdig, W.: Phasing Out Nuclear Energy in Germany, in: German Politics 9/3 (2000), 43-79

[4] Rucht, D., Modernisierung und neue soziale Bewegungen, Frankfurt/M.: Campus, 1994, Kap. 9, dort insbes. 443-455

[5] Grawe, J. / Picaper, J.-P. (Hg.): Streit ums Atom, München: Piper, 2000

[6] Busch, R. / Paretzke, M (Hg.): Castor und Endlager, München: Herbert Utz Verlag, 1999

[7] IPPNW (Hg.): Die Endlagerung radioaktiver Abfälle, Stuttgart: S. Hirzel, 1995

[8] Tiggemann, A.: Die "Achillesferse" der Kernenergie in der Bundesrepublik Deutschland, Lauf an d. Pegnitz: Europaforum-Verlag, 2004

[9] Engels, J.I.: ‘In Stadt und Land’. Convergences and Differences between Urban and Local Environmentalism in West Germany 1950-1980, in: Luckin, B. et al. (Hg): Urban Environment, London, 2005 / i.E., 246-261

[10] Flüeler, T.: Radioaktive Abfälle in der Schweiz, Berlin 2000 (www.e-collection. ethbib.ethz.ch/show?type=diss&nr=14645 2002)

[11] Oberholzer-Gee, F.: Die Ökonomik des St.Florianprinzips, Basel: Helbing & Lichtenhahn 1998

[12] Andersson, K. (Hg.): VALues in Decisions On Risk. VALDOR 2003 Proceedings, Stockholm, 2003

[13] Sundqvist, G.: The Bedrock of Opinion. Science, Technology and Society in the Siting of High-Level Nuclear Waste, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002

[14] Weingart, J.: Waste Is a Terrible Thing to Mind, Princeton, 2001

[15] Drasdo, P.: Endlagerung radioaktiver Abfälle, München: Oldenbourg 2000

[16] Vari, A. / Reagan-Cirincione, P. / Mumpower, J.L.: LLRW Disposal Facility Siting, Dordrecht: Kluwer, 1994

[17] Shrader-Frechette, K. S.: Burying Uncertainty, University of California Press, 1993

[18] NEA: Stepwise Approach to Decision Making for Long-term Radioactive Waste Management, Paris: OECD NEA / Radioactive Waste Management: NEA 4429 / 2004

[19] Mez, L.: Zur Endlagerfrage und der nicht stattfindenden sozialwissenschaftlichen Begleitforschung, in: [24] 2005 / i.E.

[20] Dally, A. (Hg.), Atommüll und sozialer Friede, Rehburg-Loccum 2003a (Loccumer Protokoll Nr. 5/03)

[21] Dally, A. (Hg.): Der Streit um Gorleben. Rehburg-Loccum 2003 (Loccumer Protokoll 2/00)

[22] Lennartz, H.-A. / Mussel , C.: Beteiligung der Öffentlichkeit bei der Standortauswahl für die Endlagerung radioaktiver Abfälle, Düsseldorf, 2002 (Wibera Nr. 84 580 300)

[23] Jaufmann, D.: Technikakzeptanzforschung, in: Simonis, G. et al. (Hg.), Handbuch Technikfolgenabschätzung, Berlin: edition sigma, 1999, 209-225

[24] Hocke-Bergler, P. / Grunwald, A. (Hg.,) Zur Endlagerung radioaktiver Abfälle in Deutschland, Berlin: edition sigma 2005 / i.E.

[25] NEA: Disposal of Radioactive Waste: The Forming of a New Approach in Germany, NEA-RWM / FSC, JT 00184304 (http://www.nea.fr/html/rwm/fsc.html), S. 25

[26] Hocke-Bergler, P. / Stolle, M. : Nuclear Waste Management in Germany and the Difficulties of Public Policy, Second Conference of ECPR, Marburg, 18.-21.9.03 (http://www.itas.fzk.de/deu/lit/2003/hock03a.pdf) (besucht am 12.6.05), S. 28

[27] Kepplinger, H.M.: Vom Hoffnungsträger zum Angstfaktor, in: [5] 2000, 81-103

[28] Stolle, M.: Die Einstellung zur Endlagerung radioaktiver Abfälle, in [24] 2005 / i.E:

[29] Ipsen, D. Regionalentwicklung am Standort für ein atomares Endlager, in [20], 207-226

[30] ders. 2003, S. 218

DIE ENTSORGUNG DER RADIOAKTIVEN ABFÄLLE IM SPANNUNGSFELD VON WISSENSCHAFT, GESELLSCHAFT UND POLITIK

THE DISPOSAL OF RADIOACTIVE WASTE AT THE HEART OF THE DEBATE BETWEEN SCIENCE, SOCIETY AND POLITICS

Michael Aebersold[1]

[1]Bundesamt für Energie, Schweiz

Zusammenfassung *— Die Entsorgung der radioaktiven Abfälle ist als Konsequenz der Kernenergienutzung Teil der gesellschaftlich-politischen Diskussion über deren Kosten und Nutzen. Die Entsorgung ist umstritten, nicht nur in der Schweiz. So lehnte die Bevölkerung des Kantons Nidwalden 2002 zum zweiten Mal ein Lagerprojekt für schwach- und mittelaktive Abfälle am Wellenberg ab. Im selben Jahr reichte die Nagra den Entsorgungsnachweis für hochaktive Abfälle ein und löste eine breite technisch-wissenschaftliche, aber auch gesellschaftliche und politische Diskussion aus. Die Entsorgung wird heute nicht mehr ausschlisslich als „technisches Problem" angesehen. Sozi-ökonomische und gesellschaftliche Fragen spielen eine zentrale Rolle. Ein Blick über die Grenzen zeigt, dass sich viele Staaten mit ähnlichen Fragen befassen und wie die Schweiz für die Entsorgung der radioaktiven Abfälle neue Strategien definieren.*

Summary *The disposal of radioactive waste is the natural result of the use of nuclear energy and is an inherent part of the social and political discussion on costs and benefits. The disposal of radioactive waste is a controversial subject, not only in Switzerland but elsewhere. In 2002 the people of the Canton of Nidwalden for the second time rejected a proposal for a storage site for low and intermediate level waste at Wellenberg. The same year, the submission by Nagra of the feasibility demonstration for the storage of high level waste provoked not only a widespread techno scientific debate but also a social and political discussion. Today, the disposal of radioactive waste is not seen as a simple "technical problem", economic and social considerations play an important role. A quick look over the border shows that other countries are also dealing with similar issues and like Switzerland are defining new strategies for the storage of radioactive waste.*

Schlüsselwörter *— Radioaktive Abfälle, Standortwahl, Gesellschaft, Partizipation*
Keywords *— radioactive waste, site selection, society, participation*

1. Ausgangslage

Radioaktive Abfälle entstehen vielerorts: In Kernkraftwerken bei der Stromproduktion und beim späteren Abbau der Anlagen sowie durch die Verwendung von radioaktiven Materialien in Medizin, Industrie und Forschung. Wie die Herkunft der Abfälle sind auch deren Eigenschaften und Gefährdungspotenziale verschieden. Daraus ergeben sich unterschiedliche Anforderungen an ihre Behandlung und Lagerung. Radioaktive Abfälle müssen über lange Zeiträume von der Umwelt ferngehalten werden. Die technischen Konzepte dazu sind entwickelt. Nach einer Vorbehandlung (Konditionierung) erfolgt heute eine

Zwischenlagerung, meist in oberirdischen Bauten. Gemäss einhelliger Meinung in- und ausländischer Fachleute gewährleistet nur die Einlagerung der Abfälle in geologische Gesteinsschichten die erforderliche langfristige Sicherheit für Mensch und Umwelt.

Die Frage der Kernenergie und der Entsorgung ist seit langem umstritten. In der zweiten Hälfte der Sechzigerjahre begannen Teile der Bevölkerung gegen den Bau von Kernkraftwerken zu opponieren. Einen Höhepunkt erreichte der Protest mit der Besetzung des Geländes des geplanten Kernkraftwerks Kaiseraugst im Jahre 1975. 1988 lehnten die eidgenössischen Räte den Bau ab. In den letzten 30 Jahren wurden in der Schweiz über ein halbes Duzend Volksinitiativen zu Atom- und Energiefragen eingereicht und allesamt verworfen, mit Ausnahme eines zehnjährigen Moratoriums für den Bau neuer Atomanlagen 1990. Die letzten Abstimmungen zur Kernenergie fanden am 18. Mai 2003 statt. Die Initiative "Strom ohne Atom - Für eine Energiewende und die schrittweise Stilllegung der Atomkraftwerke" wurde mit einem Nein-Stimmen Anteil von 66,3%, "MoratoriumPlus - Für die Verlängerung des Atomkraftwerk-Baustopps und die Begrenzung des Atomrisikos" mit 58,4% abgelehnt.

2. Entsorgung in der Schweiz

Für die hochaktiven Abfälle verfolgte die Nagra den Nachweis der Machbarkeit der geologischen Endlagerung in zwei potenziellen Wirtsgesteinen. Im Rahmen des Projekts Kristallin wurde die Endlagerung im kristallinen Grundgebirge der Nordschweiz untersucht. Bereits damals hatte sich gezeigt, dass sich die gesellschaftliche Auseinandersetzung um die Entsorgung radioaktiver Abfälle in erster Linie an dem Geschehen an potenziellen Standorten, und damit an der Standortwahl orientiert [1]. Mit dem Projekt "Gewähr 1985" konnte, unter Voraussetzung eines genügend ausgedehnten Gesteinskörpers, die Machbarkeit einer sicheren Endlagerung nachgewiesen werden. Der Bundesrat verlangte aber aufgrund der schwierigen Prognostizierbarkeit des Kristallins eine Ausweitung des Untersuchungsprogramms auf Sedimentgesteine. 1994 wählte die Nagra für den Nachweis der grundsätzlichen Machbarkeit der Entsorgung der hochaktiven Abfälle (Entsorgungsnachweis) die Option Opalinuston und das Untersuchungsgebiet Zürcher Weinland für vertiefte Feldforschungen aus. Am 19. Dezember 2002 reichte die Nagra den Entsorgungsnachweis für abgebrannte Brennelemente, verglaste hochaktive Abfälle sowie langlebige mittelaktive Abfälle ein. Gleichzeitig beantragte sie beim Bundesrat, sowohl den Entsorgungsnachweis als erbracht zu genehmigen, als auch einer Fokussierung künftiger Untersuchungen auf den Opalinuston und auf das Zürcher Weinland zuzustimmen.

Der zweite Antrag hat zu Verunsicherung und politischen Diskussionen in der Region und im Kanton Zürich, aber auch in den angrenzenden Kantonen und dem benachbarten Deutschland geführt. Das Bundesamt für Energie (BFE) hat deshalb drei grenzüberschreitende Gremien eingesetzt: eine Arbeitsgruppe Information und Kommunikation, ein technisches Forum sowie einen Ausschuss bestehend aus Regierungsvertretern als politisches Frühwarn- und Steuerungsgremium. Es wurden weitere Informationsanstrengungen unternommen. Seit 2001 werden die schweizerischen und deutschen Behörden schriftlich und an Veranstaltungen regelmässig über den Stand der Arbeiten und das weitere Vorgehen informiert. 2003 hat das BFE zusammen mit dem Kanton Zürich eine Informationsveranstaltung für die Bevölkerung in der Region durchgeführt und 2004 wurde der Internetauftritt www.entsorgungsnachweis.ch lanciert.

Von September bis Dezember 2005 werden alle entscheidrelevanten Unterlagen zum Entsorgungsnachweis öffentlich aufgelegt. Dies ermöglicht es allen Interessierten und Betroffenen, vor dem Bundesratsentscheid Stellung zu nehmen. Es ist davon auszugehen, dass der Bundesrat in der zweiten Hälfte 2006 über den Entsorgungsnachweis und das weitere Vorgehen zur Entsorgung der hochaktiven Abfälle befinden wird.

Zur Entsorgung der schwach- und mittelaktiven Abfälle führte die Nagra zu Beginn der 1990er Jahre ein mehrstufiges Auswahlverfahren durch. Auf Grund der gewonnenen Erkenntnisse unternahm sie an vier potenziellen Standorten erdwissenschaftliche Untersuchungen. Bei zwei Standorten konnten diese Untersuchungen aufgrund des zum Teil massiven Widerstands erst nach langjährigen Verhandlungen und vielen Gesprächen durchgeführt werden. 1993 wählte die Nagra nach Rücksprache mit den Behörden den Standort Wellenberg im Kanton Nidwalden aus. Dieser sollte im Hinblick auf die Realisierung eines Lagers vertieft erkundet werden.

Im Juni 1995 lehnte die Nidwaldner Bevölkerung die Erteilung der Konzession für den Bau eines Lagers ab. Das dadurch blockierte Projekt wurde daraufhin unterteilt. In einem ersten Schritt sollte ein Sondierstollen zur weiteren Abklärung der Eignung des Standorts erstellt werden. Bei einem allfälligen positiven Befund hätte mit diesem etappierten Vorgehen erst in einem zweiten Schritt die Realisierung des Lagers beantragt werden können. Zur Klärung der umstrittenen Fragen „Standortwahl“ und „Inventar“ setzte die Nidwaldner Regierung eine Arbeitsgruppe ein [2, 3]. Im September 2001 hiess die Nidwaldner Regierung das Konzessionsgesuch für einen Sondierstollen gut. Dieses Gesuch wurde von der mit der Realisierung des Lagers beauftragten Genossenschaft für nukleare Entsorgung Wellenberg eingereicht. Ein Jahr später, im September 2002, lehnte die Bevölkerung auch diese Konzession ab. Der Standort Wellenberg musste damit aus politischen Gründen aufgegeben werden. Sowohl 1995 als auch 2002 wurden im Kanton Nidwalden emotionsgeladene und zum Teil erbitterte Abstimmungskämpfe geführt.

3. Information, Dialog und Partizipation

Information, Dialog und Partizipation bilden einen wichtigen Bestandteil der schweizerischen Entsorgungspolitik. 1991 fand eine nationale Entsorgungskonferenz statt. Gesprächsthemen waren Grundsatzfragen der nuklearen Entsorgung, wie Inventar und Form der Abfälle, Entsorgungskonzept und Sicherheit der Endlager für radioaktive Abfälle. Als Folge der Konferenz nahm zu Beginn 1992 die Konfliktlösungsgruppe Radioaktive Abfälle (KORA) ihre Arbeit auf. Durch den Dialog zwischen Kernkraftwerkbetreibern, Kernenergiegegnern und Behörden sollten die während langer Zeit verhärteten Fronten aufgeweicht werden. Der während eines Jahrs erfolgreiche Versuch musste aufgegeben werden, weil sich die Umweltorganisationen Ende 1992 nach dem Entscheid des Bundesrats betreffend Leistungserhöhung und Betriebsbewilligung des Kernkraftwerks Mühleberg aus der KORA zurückzogen. Die am weitesten fortgeschrittene Arbeitsgruppe „Wiederaufarbeitung“ stand zu diesem Zeitpunkt kurz vor Abschluss ihres gemeinsamen Berichts, der aber nicht mehr verabschiedet werden konnte.

1996/97 wurden im Rahmen des Bundesprogramms Energie 2000 drei Konfliktlösungsgruppen gebildet und ein energiepolitischer Dialog auf breiter Ebene unter Leitung des Vorstehers des zuständigen Departements (Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation – UVEK) geführt. 1998 befasste sich die aufgrund der Resultate des energiepolitischen Dialogs eingesetzte Arbeitsgruppe „Energie-

Dialog Entsorgung“ mit wichtigen Grundsatzfragen. Ende 1998 erschien der Schlussbericht des Vorsitzenden mit Vorschlägen, wie die gegensätzlichen Positionen der Betreiber und der Umweltorganisationen überbrückt werden könnten [4]. Der Dialog hatte in verschiedenen Fragen zu keinem Konsens geführt. Strittig blieben insbesondere die Frage des Weiterbetriebs der bestehenden Kernkraftwerke und die Wiederaufbereitung. Ein zentraler Punkt betraf das Lagerkonzept. Um diesen Punkt zu klären, setzte der zuständige Bundesrat (Minister) 1999 die Expertengruppe „Entsorgungskonzepte für radioaktive Abfälle (EKRA)“ ein. Diese entwickelte das Konzept der kontrollierten geologischen Langzeitlagerung, welches im neuen Kernenergiegesetz unter dem Begriff „geologisches Tiefenlager“ aufgenommen wurde [5, 6].

Da verschiedene technische und institutionelle Fragen offen blieben, beauftragte das UVEK die EKRA mit einem Zusatzbericht. Ihr Bericht „Beitrag zur Entsorgungsstrategie für die radioaktiven Abfälle in der Schweiz“ erschien 2002 [7]. Darin äusserte sich die EKRA zur Rechtslage, zum Entsorgungsprogramm, zu Dialog und Partizipation, zur Forschung, zur Organisation der Entsorgung und zu deren Finanzierung und leitete Empfehlungen ab. Die Empfehlungen sind in die Kernenergiegesetzgebung eingeflossen oder werden heute vertieft geprüft.

4. Auswahlverfahren für geologische Tiefenlager

Die Diskussionen rund um den Entsorgungsnachweis sowie die Erfahrungen mit dem Wellenberg haben gezeigt, dass ein klar definiertes Auswahlverfahren Voraussetzung für die Akzeptanz einer Standortwahl ist. Der Bundesrat hat deshalb in der Kernenergieverordnung vom 10. Dezember 2004 einen Artikel aufgenommen, wonach das Auswahlverfahren für geologische Tiefenlager in einem Sachplan des Bundes festgeschrieben wird.

Sachpläne sind Instrumente des schweizerischen Raumplanungsrechts und befassen sich mit raumwirksamen Tätigkeiten des Bundes in einem bestimmten Sach- oder Teilsachbereich, welche sich auf Raum und Umwelt erheblich auswirken, funktional zusammenhängen und eine besondere Koordination untereinander und mit anderen Tätigkeiten erfordern. Ein Sachplan ermöglicht eine umfassende Koordination aller raumwirksamen Auswirkungen, z.B. von geologischen Tiefenlagern, und gewährleistet einen frühzeitigen Einbezug der Kantone und des benachbarten Auslands. Auch die Bevölkerung und interessierte Organisationen werden informiert und können mitwirken.

Der Sachplan "geologische Tiefenlager" soll in einem ersten Teil Verfahren und Kriterien festlegen, nach denen das Auswahlverfahren für geologische Tiefenlager in der Schweiz durchgeführt wird. Bei der Standortsuche steht die langfristige Sicherheit von Mensch und Umwelt an oberster Stelle. Geowissenschaftliche Anforderungen müssen deshalb ein entscheidender Bestandteil eines Auswahlverfahrens sein. Daneben spielen sozioökonomische und raumplanerische Aspekte eine wichtige Rolle; diese sind regional unterschiedlich und können nur unter Partizipation der betroffenen Kantone und Regionen erarbeitet werden. Der Sachplan soll weiter die Verfahrensschritte im Auswahlverfahren festlegen und die regionale Partizipation regeln.

Zur Erarbeitung des Sachplans wird vom BFE eine umfangreiche Konsultation aller Betroffenen und Interessierten durchgeführt. Der Bundesratsentscheid zum ersten Teil des Sachplans (Festlegung des Auswahlverfahrens) ist in der zweiten Hälfte 2006 zu erwarten; im Idealfall gleichzeitig mit dem Entscheid über den Entsorgungsnachweis.

Danach wird das Auswahlverfahren in mehreren Schritten durchgeführt, der Sachplan mit Objektblättern möglicher Standortregionen etappenweise ergänzt und damit raumwirksam. Während dem Auswahlprozess findet eine breite Partizipation statt. Umgesetzt wird das Auswahlverfahren durch die Abfallverursacher. Diese wählen gemäss dem im Strategieteil definierten Verfahren schrittweise Standortregionen und zuletzt einen Standort für ein geologisches Tiefenlager aus. Die Behörden beaufsichtigen die Tätigkeiten der Abfallverursacher, beurteilen die Auswahl aufgrund der vordefinierten Kriterien und führen den Sachplanprozess durch.

5. Ein Blick über die Grenzen

Eine Standortbestimmung aus internationaler Sicht zeigt, dass viele Länder ähnliche Schwierigkeiten wie die Schweiz haben. Für einen Vergleich mit der Schweiz interessant sind die USA, England, Deutschland, Frankreich und Kanada. Schweden und Finnland sind betreffend Stand der Umsetzung weiter als alle anderen Länder. Dabei darf nicht vergessen werden, dass in beiden Ländern Lager für schwachaktive Abfälle an Kernkraftwerkstandorten realisiert wurden. Auch die Lager für die hochaktiven Abfälle werden dort entstehen, was für die Akzeptanz ein grosser Vorteil ist. Zudem verfügen diese Länder über eine homogenere geologische Situation als die Schweiz.

Das U.S. Department of Energy (DOE) begann 1978 mit Untersuchungen des Standorts Yucca Mountain in Nevada. Am 9. Juli 2002 stimmte der US Senat dem Projekt zu und am 23. Juli 2003 unterzeichnete Präsident Bush eine Resolution, die es dem DOE erlaubte, weitere Schritte auf dem Weg zu einem Endlager zu unternehmen. Erbitterter Widerstand kam und kommt vor allem vom direkt betroffenen Bundesstaat Nevada, der die gerichtliche Einstellung des Verfahrens anstrebt. Grosse Opposition kommt auch von den Shoshonen, den dort ansässigen Ureinwohnern, für welche es sich um heiliges Land handelt. Auch beim Yucca Mountain spielt das Auswahlverfahren eine wichtige Rolle; ursprünglich hätten aus fünf möglichen Standorten drei weitere erkundet werden sollen. Weil finanziell und zeitlich aufwändig, modifizierte der Kongress 1987 das entsprechende Gesetz und fokussierte das nationale Programm auf den Yucca Mountain.

Ein Beraterkomitee der englischen Regierung begann 2003, Optionen zur Entsorgung der radioaktiven Abfälle zu prüfen und Empfehlungen zu erarbeiten. Am 4. April 2005 gab das Komitee folgende vier Optionen bekannt: geologische Tiefenlagerung, schrittweise geologische Tiefenlagerung (die Abfälle sind dabei rückholbar), oberflächennahe Lagerung von kurzlebigem Abfall sowie Zwischenlagerung. Letzteres ist nicht als definitive Lösung gedacht. Verworfen wurde unter anderem die Entsorgung im Meer und im Weltraum.
Der Schlussbericht zuhanden der Regierung soll 2006 vorliegen und Vorschläge zur Wahl der Option oder einer Kombination dieser Optionen enthalten. Neu wird Nirex, die englische Nagra, unabhängig von der Nuklearindustrie gemacht. Damit sollen Transparenz und Glaubwürdigkeit erhöht werden.

In der DDR wurde 1971 das ehemalige Kali- und Steinsalzbergwerk Morsleben als Endlager in Betrieb genommen. Ab 1994 wurden radioaktive Abfälle aus den alten und neuen Bundesländern eingelagert. 1998 wurde die Einlagerung auf Grund eines Gerichtsbeschlusses eingestellt. Nach Entscheidung der Bundesregierung wird die Einlagerung radioaktiverer Abfälle nicht wieder aufgenommen.
Seit den 70-er Jahren stand Gorleben als Standort für ein Entsorgungszentrum zur Diskussion. Auf eine Wiederaufarbeitungsanlage wurde verzichtet, jedoch ein Zwischenlager errichtet und

untertägige Erkundungsarbeiten durchgeführt. Im Oktober 2000 wurden diese für mindestens drei bis längstens zehn Jahre unterbrochen. Weiter gibt es das Endlagerprojekt Konrad, das insbesondere für Stilllegungsabfälle gedacht war. 1982 wurde das Bewilligungsverfahren gestartet und die Baubewilligung im Juni 2002 vom niedersächsischen Umweltministerium erteilt. Dagegen sind heute Klagen hängig.
Vor diesem Hintergrund hat das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Februar 1999 den Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte (AkEnd) eingesetzt. Dessen Aufgabe bestand darin, ein nachvollziehbares Auswahlverfahren auf der Grundlage wissenschaflich fundierter Kriterien zu entwickeln. Der Schlussbericht liegt seit 2002 vor; umgesetzt wurde er noch nicht.

In Kanada veröffentliche 1998 ein Panel Empfehlungen zur Sicherheit und Akzeptanz von Entsorgungskonzepten und zum weiteren Vorgehen. Dazu gehörte eine klare staatliche Politik und Führungsrolle, eine unabhängige Entsorgungsorganisation, welche aus einem von den Betreibern gespiesenen Fonds bezahlt wird, sowie ein unabhängiges Beratergremium. Die zuständige Organisation in Kanada muss der Regierung bis Ende 2005 eine Studie mit einem Vergleich von Entsorgungsoptionen für abgebrannte Brennelemente unterbreiten und Empfehlungen abgeben. Die Bevölkerung muss im Rahmen dieser Studie konsultiert werden.
In Frankreich sollen die Weichen ebenfalls im Jahr 2006 gestellt werden. Ein Gesetz verlangte 1991 ein 15-jähriges Forschungsprogramm in drei Bereichen:
- Umwandlung der langlebigen Radionuklide in kurzlebige
- Geologische Endlagerung (mit Option der Rückholbarkeit)
- Konditionierung und Zwischenlagerung der Abfälle.

6. Bilanz und Standortbestimmung

Seit den 1980-er Jahren werden in der Schweiz Forschungs- und Untersuchungsprogramme zur Entsorgung der radioaktiven Abfälle durchgeführt. Seit dem 1. Februar 2005 bestehen mit dem Kernenergiegesetz und der Kernenergieverordnung fortschrittliche gesetzliche Grundlagen. Zudem haben die seit den 1990-er Jahren organisierten Dialoge sowie die eingesetzten Arbeits- und Expertengruppen die schweizerische Kernenergie- und Entsorgungspolitik wesentlich geprägt. Die Eckpunkte sind folgende:

- Die Option Kernenergie bleibt offen.
- Für die Wiederaufarbeitung besteht ab 2006 ein 10-jähriges Moratorium;
- In der Schweiz wird heute nicht mehr über Entsorgungsoptionen diskutiert; das Konzept der geologischen Tiefenlagerung ist breit akzeptiert und im Kernenergiegesetz verankert;
- Die Bewilligungskompetenzen für Kernanlagen (Geologische Tiefenlager, Kernkraftwerke) sind ausschliesslich Bundessache. Es besteht jedoch die Möglichkeit, ein nationales Referendum gegen die Rahmenbewilligung zu ergreifen.
- Die Entsorgungspflichtigen müssen ein Entsorgungsprogramm erstellen, welches Angaben zum Realisierungsplan für die Erstellung der geologischen Tiefenlager und einen Finanzplan bis zur Ausserbetriebnahme der Kernanlagen enthält. Das Programm wird vom Bundesrat genehmigt. Der Bundesrat erstattet der Bundesversammlung regelmässig Bericht.
- Die Finanzierung der Stilllegung und der Entsorgung nach Ausserbetriebnahme der Kernkraftwerke ist umfassend geregelt.
- Im Hinblick auf die Einsetzung eines beratenden Gremiums, der Arbeitstitel lautet „Entsorgungsrat“, erarbeitet das Bundesamt für Energie zurzeit Grundlagen.

- Eine Forschungsstudie zu Stand und Perspektiven der Forschung und Entwicklung zur Entsorgung radioaktiver Abfälle wurde im September 2004 veröffentlicht und den relevanten Stellen zur Stellungnahme unterbreitet.
- Das BFE hat letztes Jahr eine Studie in Auftrag gegeben, um die sozio-ökonomischen Auswirkungen von Entsorgungsanlagen zu untersuchen. Für diese Studie werden auch Anlagen im Ausland untersucht.

Heute stehen wichtige Entscheide an. In einem Sachplan (raumplanerisches Instrument des Bundes) soll das Auswahlverfahren für geologische Tiefenlager festgeschrieben werden. Dieses wird – nicht zuletzt aufgrund der Erfahrungen der letzten Jahrzehnte - in einem transparenten Prozess und unter Einbezug der betroffenen Kantone, Gemeinden und Behörden, auch des benachbarten Auslands, sowie der betroffenen Bevölkerung und Organisationen erarbeitet. Bezüglich der hochaktiven Abfälle steht der gesetzlich geforderte Entsorgungsnachweis aus. Die entsprechenden Unterlagen werden zusammen mit allen relevanten Gutachten und Stellungnahmen von September bis Dezember 2005 öffentlich aufgelegt. Damit wird eine breite Partizipation aller Betroffenen und Interessierten ermöglicht.

Information, Dialog und Partizipation sind heute Grundpfeiler der schweizerischen Entsorgungspolitik. Ohne diese sind akzeptierte Lösungen im Spannungsfeld von Wissenschaft, Gesellschaft und Politik nicht realisierbar. Die direkte Demokratie bietet gute Instrumente. Sie reicht aber nicht aus, den direkt Betroffenen eine genügend starke Stimme zu geben. Langjährige Erfahrungen im In- und Ausland haben gezeigt, dass die Partizipation der direkt Betroffenen bei umstrittenen Projekten das A und O für das Gelingen ist. Findet sie nicht statt, so sind Proteste vorprogrammiert. Es kann kaum plausibel erklärt werden, wieso Betroffene eine "Bürde" der Gesellschaft zu tragen haben, wenn sie nicht mitwirken können und zudem andere vom Nutzen profitieren.

7. Literaturverzeichnis

[1] Buser, M.: Fallstudie Siblingen: Eine Analyse der Ereignisse, Bundesamt für Energie, 1994

[2] Kantonale Fachgruppe Wellenberg: Bericht zur Standortwahl Wellenberg, Januar 2002

[3] Kantonale Fachgruppe Wellenberg: Bericht zum Abfallinventar SMA Wellenberg, Juli 2002

[4] Ruh, H.: Energie-Dialog Entsorgung, Schlussbericht des Vorsitzenden zu Handen des Eidgenössischen Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation, Bundesamt für Energie, 1998

[5] Wildi Walter et al.: Entsorgungskonzepte für radioaktive Abfälle, Schlussbericht der Expertengruppe Entsorgungskonzepte für radioaktive Abfälle, Bundesamt für Energie, 2000

[6] Kernenergiegesetz (KEG) vom 21. März 2003, SR 732.1

[7] Wildi Walter et al.: Beitrag zur Entsorgungsstrategie für die radioaktiven Abfälle in der Schweiz, Bundesamt für Energie, 2002

PARTIZIPATIVE VERFAHREN DER TECHNIK-BEWERTUNG: ERFAHRUNGEN UND HERAUSFORDERUNGEN UNTERSCHIEDLICHER TECHNIKEN

PARTICIPATORY TOOLS FOR TECHNOLOGY ASSESSMENT: EXPERIENCES AND CHALLENGES OF VARIOUS TECHNIQUES

M. Stauffacher[1], P. Krütli[1], T. Flüeler[1,2]

[1] Institut für Mensch-Umwelt Systeme (HES), ETH Zürich
[2] Umweltrecherchen & -gutachten, Hausen (AG)

Zusammenfassung *Eine erhöhte Skepsis der Gesellschaft gegenüber Experten und technischen Entwicklungen ist aktuell zu beobachten. Dadurch sind wichtige gesellschaftliche Entscheidungen in den letzten Jahren blockiert bzw. stark verzögert worden und das Vertrauen in gesellschaftlich relevante Entscheidungsprozesse und Institutionen ist verloren gegangen. Dies gilt nicht zuletzt für die Auswahl und Bewertung von Lagerstandorten für radioaktive Abfälle. In Folge davon hat der Einbezug unterschiedlicher Betroffenengruppen in die wissenschaftliche Diskussion der Technik-Bewertung grosse Bedeutung erhalten. Entwickelt wurden Verfahren, die einen wissenschaftlich gestützten, interaktiven und kommunikativen Prozess ermöglichen, der verbesserte Entscheidungsverfahren unterstützt und das verlorene Vertrauen in solche Prozesse wieder herstellen soll. In unserem Beitrag skizzieren wir notwendige Voraussetzungen für die Anwendung partizipativer Verfahren und Kriterien zur Auswahl und Bewertung unterschiedlicher Techniken. Wir schliessen mit einigen wichtigen Folgerungen: (a) die Rahmung des Verfahrens scheint wichtiger als die Wahl der Technik, (b) die Repräsentativität unterschiedlicher Gruppen ist kritisch, (c) das Resultat ist mehr als die erzielte Entscheidung, (d) es braucht ein gutes Zusammenspiel von Umfeld und gewählter Technik, (e) integrierte und intensivere Verfahren sind vorzuziehen und (f) der Prozess selber ist entscheidend und braucht eine aktive Formung.*

Summary *At present, an increased societal scepticism towards experts and technology development is observed. Thereby important societal decisions have been blocked or delayed and confidence in relevant decision-making processes as well as trust in the associated institutions have been lost. This holds not least for the selection and evaluation for repository sites in nuclear waste governance. Thus the participation of various stakeholder groups has received increased attention in scientific discourse on Technology Assessment. Various techniques and methods were developed which enable a scientific, interactive and communicative process to improve decision making and rebuild trust. In our paper we outline important requisites for the application of participatory approaches and criteria for the choice and evaluation of different techniques. We conclude with some important recommendations: (a) framing is more important than the choice of technique, (b) the representation of different groups is crucial, (c) the output is more than decision taking, (d) a good match of technique and context is necessary, (e) the combination of techniques and more intense methods is preferred, and (f) the process itself matters and demands active formation.*

Schlüsselwörter *Partizipation, Technikbewertung, Entscheidungsprozesse, radioaktive Abfälle*
Keywords *participation, Technology Assessment, decision-making process, radioactive waste*

1. Einleitung

Erhöhte Skepsis der Gesellschaft gegenüber Experten und technischen Entwicklungen hat in den letzten Jahren dazu geführt, dass wichtige Entscheidungen blockiert bzw. stark verzögert werden und das Vertrauen in gesellschaftlich relevante Entscheidungsprozesse, wie auch in die beteiligten Institutionen, verloren gegangen ist. Dies gilt nicht zuletzt auch für die Auswahl und Bewertung von Lagerstandorten für radioaktive Abfälle. Mögliche Unterstützung liefern unter anderem Ansätze der partizipativen Technikbewertung. Technikbewertung wird dabei als wissenschaftlicher, interaktiver und kommunikativer Prozess verstanden, der die öffentliche und politische Meinungsbildung zu gesellschaftlichen Aspekten von Wissenschaft und Technologie unterstützen soll [1]. Die Bezeichnung "partizipativ" soll veranschaulichen, dass gesellschaftliche Akteure aktiv in die Diskussion einbezogen werden.

Wir möchten vorneweg betonen, dass reine Information und Konsultation zur Erzielung von Partizipation nicht ausreicht und ein Bedarf an anspruchsvolleren Beteiligungstechniken besteht [2]. Auf methodischer Ebene sind wir mit einer Situation konfrontiert, in der aktuell relativ wenig gesichertes Wissen vorhanden ist. So haben Rowe und Frewer 2004 in einem Überblick zur Evaluation bestehender Partizipationstechniken festgestellt, dass die Anzahl der Techniken gross ist und laufend steigt sowie dass diese Techniken meist nicht klar definiert sind und somit zu Verwirrung führen können [3]. Viele der Methoden, die in unterschiedlichen Listen zusammengestellt sind, sind dabei meist nicht mehr als angepasste Techniken der Sozialforschung sowie von Diskussionsmoderation- und Workshop-Techniken [4-8]. Nur wenige sind explizit im Kontext der Partizipationstechnik entwickelt worden [5, 9-16].

Wir werden im Folgenden einige Rahmenbedingungen skizzieren, Kriterien zur Auswahl einer geeigneten Technik bzw. zur Beurteilung eines Prozesses aufstellen und schliessen mit einigen Schlussfolgerungen aus einer umfassenden Literaturrecherche und unserer eigenen Erfahrung in der Organisation von partizipativen Prozessen an der ETH Zürich.

2. Sieben Rahmungsprinzipien

Da es um den Einbezug lokaler Akteure geht, muss der Rahmung und dem Umfeld spezifische Aufmerksamkeit gewidmet werden. Im Folgenden schlagen wir einige Grundsätze vor, die zu berücksichtigen sind.

2.1 Beachten Sie die Ebene der Entscheidung

Gemäss der OECD ist der aktive Einbezug von Akteure eine neue Herausforderung, doch nur wenige Länder haben begonnen, solche Erfahrungen zu machen [17]. Es ist darum nicht überraschend, dass eine stärkere Bevölkerungsbeteiligung nur selten umgesetzt worden ist. Lokale und regionale Nuklearabfallthemen sind dabei einer nationalen Nuklearenergiestrategie nachgelagert und diese Asymmetrie muss entsprechend ausgeglichen werden.

2.2 Garantieren Sie die Integration in den politischen Entscheidungsprozess

Welche Technik man auch wählt, es muss gesichert werden, dass die Partizipation integriert ist in den laufenden oder geplanten Entscheidungsprozess, am Besten über ein formalisiertes oder rechtskräftiges Verfahren wie z.B. die Strategische (SEA) oder die projektbezogene Umweltverträglichkeitsprüfung (EIA/UVP).

2.3 Beachten Sie die Phase des Entscheidungsprozesses
Jedes Werkzeug muss auf die Ziele und die aktuelle Situation abgestimmt werden. Der Stellung im politischen Prozess muss dabei Aufmerksamkeit geschenkt werden. Einige der Techniken eignen sich eher zur Schärfung der Problemwahrnehmung, währenddessen andere bei der Umsetzung hilfreich sein können.

2.4 Beachten Sie den Eskalationsgrad
Art und Form der aktuellen politischen Debatte haben einen Einfluss auf die Wahl der Technik. Wenn sich die öffentlichen Meinungen in einem langen Kampf verhärtet haben, so macht es zum Beispiel keinen Sinn, eine öffentliche Konsenskonferenz abzuhalten, sondern es müssen gezielt identifizierte Akteursgruppen einbezogen werden [18].

2.5 Belegen Sie Verbindlichkeit und Verantwortlichkeit
Die grundsätzliche Einstellung, dass Partizipation notwendig und gewünscht ist, ist entscheidend. Dies ist nicht selbstverständlich. So haben Weible und Kollegen herausgefunden, dass viele Beteiligte eher ein klassisches top-down Vorgehen vorziehen: vor allem Wissenschafter wenden sich oft gegen eine Zusammenarbeit und interpretieren öffentliche Veranstaltungen als Angriff auf den Wahrheitsgehalt der Wissenschaft [19]. Aber nicht nur Wissenschafter, auch die breite Öffentlichkeit hat unterschiedliche Meinungen hierzu, und einige davon stehen auch im Konflikt zueinander [20].

2.6 Gewähren Sie Rechte und Mittel
Ziele und Grenzen der Beteiligung müssen vor dem Beginn des Prozess festgelegt werden, so dass alle Beteiligten sich des Spielraums bewusst sind und sich entsprechend verhalten können.

2.7 Garantieren Sie Kontinuität und richten Sie entsprechende Mechanismen ein
Dauer und Intensität der Beteiligung müssen angemessen und eine minimale Form der Institutionalisierung gesichert sein; Schnellschuss-Aktionen sind nicht zu empfehlen. Neben einem aufrichtigen Bekenntnis der politischen Führungsorganisationen zur Partizipation können spezifische politische Institutionen oder eine professionelle methodische Unterstützung hilfreich sein.

3. Implementierung: Bewertungskriterien

Die hier aufgeführten Kriterien sollten bei der Auswahl unterschiedlicher Partizipationstechniken und der Beurteilung eines durchgeführten Prozesses beachtet werden. Die Liste basiert auf einer umfangreichen, primär englischsprachigen Literaturanalyse [1, 6, 11, 16, 21-31] und ist an anderer Stelle detaillierter dargestellt [32].

3.1 Input
- Ausmass der zur Verfügung stehenden Mittel (Sachverstand, Zeit, Geld, Flexibilität)
- Klarheit über die Festlegung von Problem, Zielen, Regeln und Erfolgskriterien
- Bestehende Konflikte und Meinungen sowie das Wissen hierüber
- Qualität und Umfang des vorhandenen Wissens und der Kompetenzen (Inhaltsebene)
- Qualität und Umfang des vorhandenen Wissens und der Kompetenzen (Prozessebene)
- Institutionelle Formung des geplanten Prozesses
- Akteure, die einbezogen werden sollen, und die Form der Rekrutierung

3.2 Prozess

- Prozess und Resultat der Zielformulierung und Bestimmung der Erfolgskriterien
- Aufbaustruktur
- Ablauforganisation
- Entscheidungsprozess
- Kommunikation

3.3 Produkte (=Output) und Auswirkungen (=Outcome)

- Schriftliche Produkte
- Getroffene Entscheidung
- Prozessresultate
- Evaluation

4. Erste (vorläufige) Schlussfolgerung

Weder die Auswahl der besten Technik, die Kombination unterschiedlicher Techniken noch die konkrete Planung und Umsetzung des gewählten Zugangs scheinen problemlos. Wir können auf der Grundlage der Literatur und unserer eigenen Erfahrungen hier aber trotzdem eine erste vorläufige Liste von Empfehlungen präsentieren.

4.1 Rahmung ist wichtiger als die gewählte Technik

Die Bedeutung des Rahmens wurde von Ortwin Renn illustriert, indem er folgende Bedingungen für die Durchführung seines von ihm entwickelten ""kooperativen Diskurses" angibt: Unterschiedlichkeit der Optionen, Gleichheit der Betroffenheit, persönliche Erfahrungen, Offenheit der Leitungsinstitution, bestehender Aufsichtsrat [13]. Kritisch ist aber sicher, dass solche Prozesse oft in Frage gestellt werden, da darin eher eine widerstrebende Reaktion auf Probleme im Entscheidungsprozess gesehen werden [34]. Es gibt klare Hinweise, dass unterschiedliche Meinungen existieren und den Prozess sowie dessen Erfolg beeinflussen können [20]. Ein klares Bekenntnis zum Partizipationsprozess durch alle beteiligten Akteure scheint darum unverzichtbar.

4.2 Beteiligung unterschiedlicher Sozialgruppen ist kritisch

Partizipative Ansätze sind angewiesen auf die Beteiligung unterschiedlicher Akteursgruppen bzw. Betroffener oder Interessierter („stakeholder“). In vielen Projekten werden aber nur eine beschränkte Zahl von (Sozial)gruppen beteiligt. Eine angemessene Vertretung kann aber nur erzielt werden, wenn alle betroffenen Personen eingeladen werden, was allerdings zu sehr grossen Gruppen führt, die nicht alle wirklich aktiv einbezogen werden können [11:115]. Dies wird noch dadurch verstärkt, dass einige Gruppen gar nicht bereit sind teilzunehmen, da der Prozess zu viel Zeit beansprucht oder nicht klar ist, ob die Teilnahme auch wirklich einen Unterschied ausmacht [21:248]. Was hier erforderlich ist, ist die Verantwortungsübernahme durch lokale Schlüsselpersonen, die die Bevölkerung mobilisieren können [21:248]. Drei Möglichkeiten zur Verbesserung der Reichweite werden in der Literatur angeführt: eine genauere Analyse vor Prozessbeginn, wer beteiligt werden könnte; die Einladung vieler Personen, die im Prozess in kleinere Diskussionsgruppen aufgeteilt werden, und die Organisation mehrerer Veranstaltung, wobei in einer ersten Runde benannte Personen danach zusätzlich eingeladen werden [11:115].

4.3 Resultat ist mehr als die getroffene Entscheidung
Oft wird Partizipation nur als Verbesserung der Entscheidungsfindung verstanden. Es wird in einem Partizipationsprozess aber weit mehr erreicht. Insbesondere wichtig sind die zusätzlichen Informationen, die von allen Beteiligten in den Prozess eingebracht werden, die erhöhte Legitimität, die die Entscheidung erhält und die positiven Effekte, die im Bereich der Bildung und Stärkung der lokalen demokratischen Kräfte erzielt werden [24:420]. Dies wird erkannt von Leuten, die an solchen Prozesse beteiligt waren und die darum auch schildern, wie viel sie dabei gelernt hätten. Der Lernprozess wird als der wichtigste Grund einer Beteiligung angesehen, stärker als die mögliche Beeinflussung zukünftiger politischer Entscheidungen [11:167]. Man kann dabei nur hoffen, dass dieser Lernprozess bei allen beteiligten Akteuren stattfindet.

4.4 Übereinstimmung von Technik und Umfeld ist notwendig
Die Übereinstimmung von gewählter Technik und spezifischem Kontext ist kritisch. Da jeder partizipative Prozess Grenzen und auch Schwächen aufweist, müssen nicht beabsichtigte Nebenfolgen immer beachtet werden. Diese kommen insbesondere dann zum Tragen, wenn die gewählte Technik nicht auf das Umfeld angepasst wurde [27:24]. Wie wir oben hervorgehoben haben, ist die Rahmung des Projektes zentral. Um eine bessere Abstimmung von Technik und Umfeld zu erzielen, stellen sich aber einige Herausforderungen. Es gibt viele und auch immer mehr unterschiedliche Techniken, die aber bis anhin nicht systematisch klassifiziert und ausgewertet worden sind [3:549]. Die Eignung einer bestimmten Technik in einem gegebenen Umfeld erfordert eine gezielte Auswahl, wobei hier traditionelle Evaluationskriterien nicht genügen. Diesen fehlen erstens subjektive Elemente, wie z.B. die Beurteilung durch die Beteiligten, und erfordern zweitens einen grossen Aufwand. Die fehlende Übereinstimmung von Umfeld und Technik hat Fiorino schon 1990 herausgearbeitet und hierzu einen dringenden Forschungsbedarf benannt [6:238].

4.5 Kombinationen unterschiedlicher Techniken und aufwendigere Verfahren bevorzugt
Die Erfahrung zeigt, dass die Kombination mehrerer Techniken häufiger als der Vorschlag eines einzigen Verfahrens folgt. Komplexe Entscheidungen erfordern eine Entscheidungsunterstützung, die durch mehrere Techniken geformt wird und multi-kriterielle Entscheidungen unter breiter Beteiligung der Öffentlichkeit ermöglicht [33:129]. Die Techniken sollten sich dabei gegenseitig ergänzen [6:238]. Ähnlich wird auch argumentiert, dass "traditionelle" demokratische Prozesse durch diese Verfahren ergänzt, aber nicht ersetzt werden sollen [22]. Im Hinblick auf die Intensität des Prozesses wird von den meisten Studien übereinstimmend gefolgert, dass die aufwändigeren Prozesse mehr Ideen, Informationen und Analysen einbringen [23:746]. Über alle Qualitätsmerkmale hinweg war ein Resultat in einer gross angelegten Evaluation konstant: Aufwändigere Verfahren sind eher in der Lage, qualitativ hoch stehende Entscheidungen zu bringen [23:747]. Intensive Prozesse wie z.B. Verhandlungen, Mediationen und konsens-orientierte Beratungsgruppen sind somit eindeutig wirkungsvoller als einfachere Verfahren [34:17]. Dies gilt aber nicht uneingeschränkt: Intensivere Prozesse sind weniger erfolgreich, um die breite Bevölkerung anzusprechen, und repräsentieren nicht alle sozioökonomischen Gruppen gleich gut [34:17].

4.6 Prozess ist bedeutsam und erfordert eine aktive Formung
Die Umsetzung eines partizipativen Prozesses stellt eine grosse Herausforderung dar. Der Prozess selber ist dabei zentral, insbesondere die gute Kommunikation, das verbindliche Engagement ("commitment") der Regierung und die Flexibilität und Reaktionsschnelligkeit der Leitungsgruppe [22]. Der für die Organisation verantwortlichen Leitungsgruppe scheint

entscheidende Bedeutung zuzukommen. Laut einer grossen Studie waren die Fälle erfolgreich, wo die Leitungsgruppe reaktionsschnell war, eine aktive Verantwortungsübernahme für den Prozess zeigte und eine lebendige Kommunikation mit allen Beteiligten organisierte [34:17]. Die Leitungsgruppe benötigt dabei Klarheit darüber, warum sie wen zu Rate zieht [21:249]. Die Erfahrung zeigt, dass zumindest drei Schritte notwendig sind, um den Prozess an das Umfeld anzupassen. Erstens muss eine übergreifende Begründung für den Prozess identifiziert werden; zweitens müssen konkrete Ziele und entsprechende Erfolgskriterien abgeleitet werden und drittens muss ein Prozess gestaltet werden, der diesen Zielen gerecht wird [34:18]. Dazu sind u.a. folgende Fragen zu beantworten: Wer soll teilnehmen? Wie sieht diese Beteiligung konkret aus? Welchen Einfluss haben die verschiedenen Beteiligten? Welche Rolle spielt dabei die Leitungsgruppe?

5. Danksagung

Wir möchten den folgenden Personen und Gruppen herzlich für ihre hilfreichen Anregungen zu früheren Fassungen dieses Papiers danken: den Mitgliedern der "waste factory" unseres Instituts (Daniel Lang, Claudia Binder, Ralf Hansmann, Roland W. Scholz), Stefan Zemp, der im Rahmen seiner Diplomarbeiten wichtige Vorarbeiten geleistet hat, sowie den Experten des EU-Projektes COWAM 2 (im Rahmen des „Work Package 1: Implementing Local Democracy and Participatory Assessment Methods“, www.cowam.org).

6. Literaturverzeichnis

[1] Decker, M. & M. Ladikas (2004, eds.): Bridges between science, society and policy. Technology Assessment – methods and impacts. Springer, Berlin.

[2] Arnstein, S. (1969): A ladder of citizen participation. Journal of the American Institute of Planning. Vol. 35:216-224.

[3] Rowe, G., & L. L. Frewer (2004). Evaluating public-participation exercises: a research agenda. Science, Technology, & Human Values. Vol. 29:512-556.

[4] Bishop, P., & G. Davis (2002): Mapping public participation in policy choices. Australian Journal of Public Administration. Vol. 61:14-29.

[5] EPA (1996): Chapter 5. Public participation activities: How to do them. In EPA (ed.): RCRA public participation manual. EPA Office of Solid Waste, Washington DC. http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/permit/pubpart/chp_5.pdf (retrieved on 2005-01-27).

[6] Fiorino, D. (1990): Citizen participation and environmental risk: A survey of institutional mechanisms. Science, Technology & Human Values. Vol. 15. No. 2:226-243.

[7] IAP, International Association for Public Participation (2004): The IAP2 public participation toolbox. www.iap2.org/practitionertools/toolbox.pdf (retrieved on 2005-01-27).

[8] NEA (2004): Stakeholder involvement techniques: Short guide and annotated bibliography. Forum on Stakeholder Confidence. NEA/RWM/FSC(2004)7. OECD, Paris. www.nea.fr/html/rwm/docs/2004/rwm-fsc2004-7.pdf (retrieved on 2005-01-27).

[9] Beierle, T. C. & D. M. Konisky (2000): Values, conflict, and trust in participatory environmental planning. Journal of Policy Analysis and Management. Vol. 19:587-602.

[10] Joss, S. (1998): Danish consensus conferences as a model of participatory technology assessment: an impact study of consensus conferences on Danish Parliament and Danish public debate. Science and Public Policy. Vol. 25:2-22.

[11] Rowe, G., R. Marsh & L. L. Frewer (2004): Evaluation of a deliberative conference. Science, Technology, & Human Values. Vol. 29:88-121.

[12] Oels, A. (2003): Evaluating stakeholder participation in the transition to sustainable development. Methodology, case studies, policy implications. Studien zur Umweltpolitik, Bd. 11. LIT-Verlag, Münster.

[13] Renn, O. (1999): A model for an analytic-deliberative process in risk management. Environmental Science & Technology. Vol. 33:3049-413.

[14] Renn, O., T. Webler, H. Rakel, P. Dienel & B. Johnson (1993): Public participation in decision making: a three-step procedure. Policy Sciences. Vol. 26:189-214.

[15] Loukopoulos, P., & R. W. Scholz (2004): Sustainable future urban mobility: using 'area development negotiations' for scenario assessment and participatory strategic planning. Environment and Planning A. Vol. 36:2203-2226.

[16] Scholz, R. W., & Tietje, O. (2002): Embedded case study methods. Integrating quantitative and qualitative knowledge. Sage, Thousand Oaks, CA.

[17] OECD (2001): Engaging citizens in policy-making. Information, consultation and public participation. Policy Brief No. 10. PUMA. OECD, Paris.

[18] Joss, S. & S. Bellucci (2002, eds.): Participatory Technology Assessment. European perspectives. Centre for the Study of Democracy, Univ. of Westminster.

[19] Weible, C., P. A. Sabatier & M. Lubell (2004): A comparison of a collaborative and top-down approach to the use of science in policy: establishing marine protected areas in California. The Policy Studies Journal. Vol. 32:187-207.

[20] Webler, T., S. Tuler & R. Krueger (2001): What's a good public participation process? Five perspective from the public. Environmental Management. Vol. 27:435-450.

[21] Abelson, J., P.-G. Forest, J. Eyles, P. Smith, E. Martin & F.-P. Gauvin (2003). Deliberations about deliberative methods: issues in the design and evaluation of public participation processes. Social Science & Medicine. Vol. 57:239-251.

[22] Beierle, T. C., & Konisky, D. M. (2000). Values, conflict, and trust in participatory environmental planning. Journal of Policy Analysis and Management. Vol. 19:587-602.

[23] Beierle, T. C. (2002). The quality of stakeholder-based decisions. Risk Analysis. Vol. 22:739-749.

[24] Catt, H., & Murphy, M. (2003). What voice for the people? Categorising methods of public consultation. Australian Journal of Political Science. Vol. 38:407-421.

[25] Hampton, G. (1999): Environmental equity and public participation. Policy Sciences. Vol. 32:163-174.

[26] Irvin, R. A., & Stansbury, J. (2004). Citizen participation in decision making: is it worth the effort. Public Administration Review. Vol. 64:55-65.

[27] Van den Hove, S. (2003). Participatory approaches for environmental governance: theoretical justifications and practical benefits. In: NEA: Stakeholder involvement

tools: Criteria for choice and evaluation. Proceedings of a Topical Session at the 4th meeting of the NEA Forum on Stakeholder Confidence. NEA/RWM/FSC(2003)10. OECD, Paris. www.nea.fr/html/rwm/docs.

[28] Zemp, S. (2005): Evaluation of transdisciplinary research projects – exemplified with an interim analysis of "Community Waste Management 2" (COWAM 2), a pioneering project on stakeholder involvement in radioactive waste governance of the European Sixth Framework Programme. Diploma study (Master thesis). ETH-NSSI. Zurich.

[29] Nirex (2002): Review of consultation techniques for radioactive waste management. Technical Note. Prepared by E. Atherton and J. Hunt. Document Number 365521 (Revision 6, March 2002). http://www.nirex.co.uk/foi/corwm/corwm10.pdf (retrieved on 2005-01-27).

[30] van Asselt, M. B. A., N. & Rijkens-Klomp (2002): A look in the mirror: reflection on participation in Integrated Assessment from a methodological perspective. Global Environmental Change. Vol. 12:167-184.

[31] van de Kerkhof, M. (2001). A survey on the methodology of Participatory Integrated Assessment. Interim report. IR 01-014. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg. http://www.iiasa.ac.at/Publications/Documents/IR-01-014.pdf (retrieved on 2005-01-27).

[32] Flüeler, T., P. Krütli & M. Stauffacher (2005): Tools for local stakeholders in radioactive waste governance: Challenges and benefits of selected Participatory Technology Assessment techniques. Interim Report, January 2005. Contribution to the EU Concerted Action Project Community Waste Management COWAM 2, Work Package 1: Implementing Local Democracy and Participatory Assessment Methods. www.cowam.org.

[33] Petts, J. (2004). Barriers to participation and deliberation in risk decisions: evidence from waste management. Journal of Risk Research. Vol. 7:115-133.

[34] Beierle, T. C., & Cayford, J. (2004): Environmental decision making: What does public participation add. In: NEA (ed.): Stakeholder participation in decision making involving radiation: Processes and implications. 3rd Villigen Workshop, Switzerland, 21 – 23 October 2003 (NEA No 598). OECD, Paris.

DIE ROLLE VON NORMATIVEN ASPEKTEN BEI GERECHTIGKEITSFRAGEN IM UMGANG MIT RADIOAKTIVEN ABFÄLLEN

THE ROLE OF NORMATIVE ASPECTS IN QUESTIONS OF JUSTICE AND EQUITY IN RADIOACTIVE WASTE GOVERNANCE

Pius Krütli, Institut für Mensch-Umwelt-Systeme, ETH Zürich

Zusammenfassung *– Die Thematik radioaktiver Abfälle ist nach wie vor ungelöst und in der gesellschaftlichen Debatte stark umstritten. In der Vergangenheit wurde das Problem hauptsächlich als technisch verstanden; seit einigen Jahren geht man aber international einig, dass die vielschichtige Problematik nur mit einem erweiterten, z. B. auf dem Konzept der Nachhaltigkeit basierenden, mehrdimensionalen Ansatz anzugehen ist. Radioaktiven Abfällen eigen ist ihre Langzeit-Dimension; ihre Risiken reichen weit in die Zukunft. In Bezug auf den langfristigen Umgang sind damit das Vorsorge- und das Verantwortungsprinzip künftigen Generationen gegenüber zentral. Sowohl intragenerationell wie auch zwischen unserer und künftigen Generationen (intergenerationell) gibt es eine Asymmetrie von Nutzen und Bürden, ein Gerechtigkeitsproblem, das im Fall künftiger Generationen* per se *unlösbar erscheint. Nebst Verteilungs- sind auch grossteils Verfahrensfragen ungelöst und Teil der Problematik. Die Forschung hat sich dieses (konkreten) Problems bisher nur marginal angenommen. Dabei stehen normative (ethische) Konzepte und Theorien an sich zur Verfügung und werden als – allgemeine – Prinzipien oder Leitlinien breit akzeptiert. Ihre konkrete Anwendung aber ist mit grossen (methodischen) Schwierigkeiten verbunden. Der Kern künftiger Arbeiten wird sein, ein normatives Bezugssystem zu entwickeln, welches sich anhand von klaren Kriterien bei Verfahrens- und Verteilungsfragen im nuklearen Abfallbereich direkt anwenden und beurteilen lässt.*

Summary *– Until now the nuclear waste problem has not been solved and the issue is still contentious in most societies. Up to the 1990s research focused mainly on technical aspects. In the meanwhile there is international consensus that an extended multidimensional approach is needed,* e. g., *based on the concept of sustainability. Radioactive waste is characterised by technical and institutional longevity. The associated risks may have consequences far into the future. With respect to future generations both precautionary and responsibility principles are crucial. There is an asymmetry of benefits and burdens within our generation as well as between our and the following generations. This issue of justice and equity might not be solved in the case of future generations. Along with distributional questions procedural questions are part of the problem. There is a severe lack of concise research activities in this field even though there exist ethical concepts and theories which – in general – are broadly accepted as guidelines or principles. Their concrete application, however, is methodically delicate and demanding. To develop a normative framework including a set of specific and assessable criteria will be the focus of further research activities.*

Schlüsselwörter *– Verteilungsgerechtigkeit, Verfahrensgerechtigkeit, Vorsorgeprinzip, Verantwortungsprinzip, Asymmetrie von Nutzen und Kosten*
Keywords *– Distributional equity, procedural equity, justice, precautionary principle, principle of responsibility, asymmetry of benefits and burdens*

1. Einleitung

1.1 Ein halbes Jahrhundert Atomenergienutzung – und keine Lösung des Abfallproblems

Weltweit sind rund 440 Atomkernkraftwerke mit einer Gesamtleistung von 366 GW_e in Betrieb, die ein Sechstel des weltweiten Verbrauchs an elektrischer Energie decken [1]. Diese Werke produzieren im Lauf ihrer Betriebsdauer ca. 360-420 tausend Tonnen hochaktiven Abfalls[1)] in Form abgebrannter Brennelemente, der aus menschlicher Perspektive auf unabsehbare Zeit sicher „entsorgt" werden muss. Tatsache ist, dass die langfristige und sichere Lagerung vor allem dieser Abfälle bisher nicht gelöst ist. Trotz intensiver Bemühungen gibt es weltweit bisher kein „Endlager" für langlebigen hochradioaktiven Abfall.

Seit mehr als 30 Jahren wird der Umgang mit radioaktiven Abfällen v.a. technisch angegangen – nicht nur in der Schweiz oder in Deutschland sind Vorhaben zur Errichtung von (End-)Lagern für radioaktiven Abfall gescheitert; wir erinnern uns an das zweimalige Nein der Nidwaldner Bevölkerung (1995, 2002) zu einem Rahmengesuch bzw. Sondierstollen für schwach- und mittelaktive Abfälle [2][3]. Beispielsweise hat die in der Schweiz für die Entsorgung radioaktiver Anfälle zuständige Nagra bisher über 920 Mio. CHF ausgegeben [4], hauptsächlich für technisch-naturwissenschaftliche Fragestellungen die Geologie und die Bautechnik betreffend, ohne dass ein von einer breiten Bevölkerung tolerierter Standort gefunden ist. Es gibt weder ein Konzept für ein "nachhaltiges" Standortauswahlverfahren noch gibt es "Modelle", wie die unterschiedliche Verteilung von Nach- und Vorteilen, die sich aus der Nutzung von Atomenergie ergeben, angegangen werden kann. In Deutschland wurde, nach dem Regierungswechsel von 1998 und dem beschlossenen Ausstieg aus der Nutzung der Kernkraft zur Produktion von elektrischer Energie, versucht, das Abfallproblem, insbesondere das Standortauswahl-Verfahren nach klaren und nachvollziehbaren Kriterien und unter Einbezug der Betroffenen anzugehen [5]. Inzwischen ist der Prozess ins stocken geraten.

Beispielhaft mag die Schweiz als typischer Fall, nicht als „Sonderfall", für 40 Jahre Nuklearabfallproblematik herhalten. Flüeler (2002) [6:7] hat «drei Hauptaspekte» identifiziert, die für die verfahrene Situation im Nuklearabfallbereich «zentral» sind:

- Die Bautechnik stand im Vordergrund, die «... entscheidende Frage der Langzeitsicherheit [wurde] unterschätzt [].»
- Die «Abfallfrage [wurde] energiepolitisch instrumentalisiert.»
- «Verfahrensfragen ... wurden zu wenig beachtet ...»

Zum einen hat es also noch offene technische Fragen gegeben, zum zweiten wurde (und wird) die Abfallfrage von Befürwortern und Gegnern der Atomkraftnutzung zur Stärkung des eigenen Standpunktes herangezogen. Und zum dritten sind bisher weder transparente und unter Mitbeteiligung Direktbetroffener noch der gesellschaftlichen Brisanz des Themas angemessene Verfahren entwickelt und auch nicht durchgeführt worden. Allfällige Zahlungen

[1] Annahme: Ein AKW mit einer Leistung von 1 GW_e produziert jährlich 25-30 Tonnen abgebrannter Brennelemente. Für eine Laufzeit von 40 Jahren ergibt das 1000-1200 Tonnen hochaktiver Abfälle (Quelle: http://www.world-nuclear.org/info/inf60.htm). Weitere Abfälle kommen hinzu. Der Umgang mit Abfällen aus Medizin, Industrie und Forschung wird hier nicht thematisiert.

an mögliche Standorte für „Vorabklärungen“, wenn auch gedacht als Kompensationen für Inanspruchnahme der örtlichen Infrastruktur, wurden teils als Bestechung wahrgenommen[2)].

1.2 Nukleare Abfälle – ein Problem mit Langzeitdimension

Aus der Produktion von elektrischer Energie durch Nuklearbrennstoff entsteht – nebst Risiken – für die Gesellschaft ein Nutzen. Dieser Nutzen fällt selbstredend während der Betriebszeit von Atomkraftwerken an. Die daraus entstehenden Nuklearabfälle fallen prinzipiell ebenfalls während der Betriebsdauer von Nuklearanlagen an, zum Teil durch deren darauf folgende Stilllegung. Anders als beim Nutzen werden die Risiken von Nuklearabfällen aber auf künftige Generationen übertragen, ohne dass ihnen begleitend ein aufwiegender Nutzen mitgeliefert würde (s. Abb. 1).

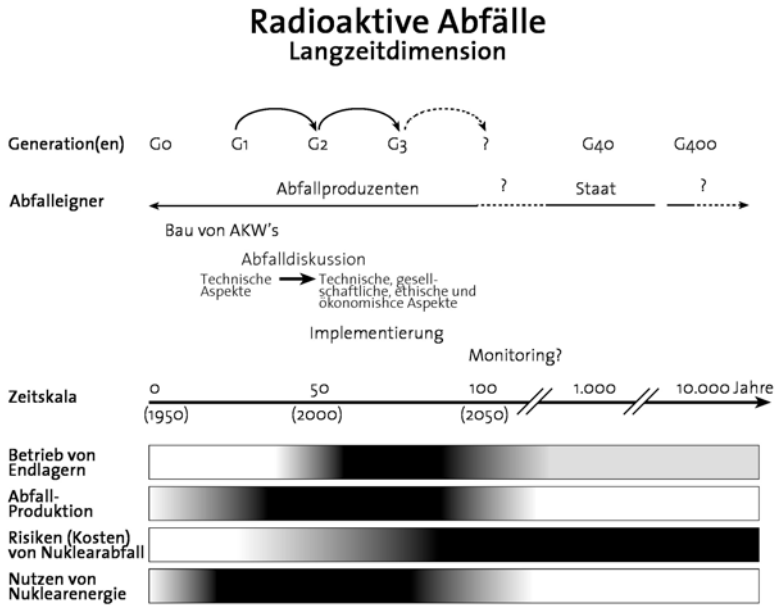


Abb. 1: Der Umgang mit radioaktiven Abfällen hat einen Langzeitsicherheits- und Langzeitprojekt-Charakter. Beides muss technisch, institutionell und gesellschaftlich über Jahrzehnte abgesichert werden. Die Vorteile (elektrische Energie) und Nachteile (radioaktive Abfälle) der Nutzung von Kernenergie fallen teilweise zu unterschiedlichen Zeiten (und in unterschiedlichen Räumen) an. Je dunkler die Balken, desto intensiver der jeweilige Bereich stattfindet. Sowohl innerhalb einer Generation als auch zwischen den Generationen gibt es in der Regel eine Asymmetrie in der Verteilung von Nutzen und Kosten. (Quelle: adaptiert von Flüeler, 2004 [7:2593]).

Radioaktive Abfälle müssen über Jahrhunderte bis Hunderttausende von Jahren sicher gelagert werden. Nebst den methodischen Schwierigkeiten bei der Risikobeurteilung von Tiefenlagerstätten fehlt uns auch die Erfahrung und systematische Herangehensweise an die Bewältigung institutioneller, technischer, sozialer oder ökonomischer Dimensionen, die durch die Zeithorizonte eröffnet werden.

---

[2] Vorgebracht von Betroffenen aus Gorleben anässlich einer Veranstaltung im Rahmen von Cowam 2, Arbeitspaket (WP) 4, am 17. Februar 2002: http://www.cowam.org/dav/web/wp4/index.html

1.3 „Sichterweiterung“ wird allgemein anerkannt

Die Diskussion, die rein technische Sicht zu verlassen und auch politische, (volks-) wirtschaftliche oder ethische Dimensionen miteinzubeziehen, ist nicht neu: Kasperson [8] hat beispielsweise bereits in den frühen 1980er-Jahren die „Gerechtigkeitsproblematik“ beim Umgang mit radioaktiven Abfällen thematisiert. Noch viel früher wurde die politische Dimension erkannt. Seit den 1990er-Jahren ist auch bei den internationalen Nuklearorganisationen die Einsicht gereift, dass die technische Fachwelt wohl einen wichtigen Beitrag zur technischen Bewältigung des Abfallproblems beiträgt, die Langzeitlagerung radioaktiver Abfälle aber ihrer Komplexität entsprechend mehrdimensional angegangen werden muss. So hält die Kernenergieagentur der OECD (NEA) in einem Positionspapier „ein informiertes Urteil der Gesellschaft für nötig“ [9]; sie hat bezüglich ethischer Fragen eigene Prinzipien formuliert, wobei sich zwei dieser Prinzipien explizit auf die Verantwortung für künftige Generationen beziehen. Die Internationale Atomenergieorganisation (IAEO) bezieht sich bei der Langzeitlagerung von radioaktiven Abfällen ebenfalls auf diese Leitlinien [10] und bekennt sich explizit zum Nachhaltigkeitsprinzip [11].

2. *Radioaktive Abfälle und Gerechtigkeitsfragen – normative Grundlagen*

Wie gezeigt stellen sich beim (langfristigen) Umgang mit radioaktiven Abfällen Fragen der Gerechtigkeit. Es mag sein, dass deren Vernachlässigung mit ein Grund ist, dass das Problem bisher keine Lösung bzw. nicht die Toleranz in der Gesellschaft gefunden hat. Dabei spielen Verteilungsfragen eine zentrale Frage, wenn es um die Bürden (Risiken und Gesamtkosten) geht, die einem Teil der Gesellschaft oder künftigen Generationen zugemutet werden (müssen). Teilweise tief sitzendes Misstrauen den „Entsorgungs-Akteuren“ gegenüber, Mangel an empfundener Fairness, Intransparenz oder Nichteinbezug von Betroffenen stellen „gerechte“ Verfahren, insbesondere wenn es um die Standortfindung geht, ebenfalls ins Zentrum der Debatte und sind Gegenstand der gesellschaftlichen Auseinandersetzung.

2.1 Zum Begriff Gerechtigkeit

Gerechtigkeit[3)] ist ein uraltes menschliches Konzept, das ein «... wie immer begründetes Wechselverhältnis von Partnern ...» [12:330] voraussetzt. Das griechische Denken spricht von Recht (δικη) und beinhaltet sowohl ethisch-religiöse als auch politische Elemente. Das Adjektiv gerecht (δικαιοζ) findet sich bereits bei Homer (8. Jh. v. Chr.). Platon (427-347 v. Chr.) reiht Gerechtigkeit im politischen und individuellen Bereich unter die vier Kardinaltugenden, wobei die Gerechtigkeit gar die Grundlage der drei anderen darstellt. Aristoteles (384-322 v. Chr.) übernimmt Platons Gerechtigkeitsbegriff, grenzt ihn aber dahin gehend ein, dass die Gerechtigkeit zwar «... jegliche Tugend umfasst ...», sie aber nur eine Gesamttugend ist, «... insofern sie das Verhalten zum Nebenmenschen ordnet» [ibid]. Damit wird auch erklärlich, dass Aristoteles Gerechtigkeit im «... juridischen Bereich ansiedelt. [...] Es ist G. eine Tugend, durch die jeglicher das Seinige erhält und wie es das Gesetz angibt, Ungerechtigkeit dagegen ist es, wodurch einer fremdes Gut erhält und nicht nach dem Gesetz.» [12:330]. Es wird aber deutlich, dass Aristoteles das „richtige“ Handeln (Individuum) und die übergeordnete Norm-Gebung verbindet, womit die ethisch-politisch-rechtliche Bedeutung des Gerechtigkeitsbegriffs bereits angelegt ist. Der theologische Gerechtigkeitsbegriff stützt sich vor allem auf den biblischen Gebrauch, wobei „gerecht“ im

[3] Dem deutschen Begriff zugrunde liegt das griechischen δικαιοσυνη bzw. dem lateinischen iustitia zu Grunde. Der englische bzw. französische Begriff ist justice [12:329].

Sinne von „Gottes Wille erfüllend“ zu verstehen ist. Dabei wird Gott als der „Gerechtigkeitssetzer“ schlechthin, und Paulus setzt in seiner Rechtfertigungslehre die «... eigentliche G.[erechtigkeit] als die G. Gottes ...», womit er sie gegen die «... menschliche Gerechtigkeit aus den Werkes des Gesetzes...» [12:331] deutlich abgrenzt.

Es sprengt den Rahmen dieses Beitrages, den Gerechtigkeitsbegriff in seiner vollen Breite und Tiefe, und auch in seinem gesamten historischen Entwicklung und Deutung, auszuleuchten. Soviel sei festgehalten: Die theologische wie die ethisch-politische Bedeutung von Gerechtigkeit sind für das spätere Denken massgebend. Die Bedeutung, die im Begriff Gerechtigkeit liegt, zeigt sich auch darin, dass sich, unter anderen, ausserordentliche Denker wie Luther, Leibniz, Kant, Marx, in der neueren Zeit Bloch, Radbruch oder Rawls mit diesem zentralen Menschheitsbegriff auseinander gesetzt haben. Letzterer hat eine eigene «Theory of justice» verfasst hat [13].

2.2 Normative (ethische) Konzepte

Das Konzept der Nachhaltigkeit als Basis

Der Begriff der Nachhaltigkeit reicht ins 18. Jh. zurück und umschreibt die Antwort auf die Missstände in der Waldbewirtschaftung (Übernutzung, Grossrodungen). Sie sagt im Prinzip, dass nur soviel Holz geschlagen werden soll, wie nachwachsen kann[4]. Seine heutige Bedeutung hat er durch den Umweltgipfel von Rio 1992 erlangt. Inhaltlich festgehalten ist das Nachhaltigkeitskonzept im so genannten «Brundtland-Bericht» von 1987 [14] der «Weltkommission für Umwelt und Entwicklung», deren Vorsitzende Gro Harlem Brundtland war. Angesichts der globalen Probleme sollte zuhanden der UN-Generalversammlung ein «weltweites Programm des Wandels» formuliert werden, das eine dauerhafte Entwicklung ermöglichen sollte. Sie zielt dabei einerseits auf eine Harmonie zwischen den Menschen, was eine gerechtere Verteilung der Güter voraussetzt, andererseits soll die Beziehung zwischen Mensch und Natur harmonisiert werden: «Dauerhafte Entwicklung ist Entwicklung, welche die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, dass künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können» [ibid:46]. Das Konzept erweitert dasjenige des 18. Jahrhunderts und umfasst ökologische, wirtschaftliche und gesellschaftliche Dimensionen, meint aber im Prinzip das Gleiche: Von den „Zinsen“ leben, nicht vom Kapital selber.

Dieses Nachhaltigkeitskonzept beinhaltet zwei – in Bezug auf den Gegenstand nukleare Abfälle wichtige – Prinzipien:

- Das Verantwortungsprinzip, zu dem Jonas das theoretische Gerüst liefert[5], und das sowohl die intragenerationelle Verantwortung, vor allem der reicheren Gesellschaften des Nordens gegenüber den ärmeren des Südens, meint wie auch die intergenerationelle Verantwortung, also diejenige gegenüber den nach uns Geborenen.
- Das Vorsorgeprinzip[6], das besagt, dass bei „Unsicherheiten“, die komplexen (technischen) Systemen häufig inhärent sind und die mögliche (irreversible) Umweltschäden nach sich ziehen, passende Massnahmen zur Vermeidung einer solchen Umweltbedrohung zu treffen sind.

[4] Lexikon der Nachhaltigkeit: http://www.nachhaltigkeit.aachener-stiftung.de/1000/Veranlassung.htm

[5] «Handle so, dass die Wirkungen deiner Handlung verträglich sind mit der Permanenz echten menschlichen Lebens auf Erden» [15].

[6] Das Vorsorgeprinzip wurde an der Umweltkonferenz von Rio 1992 ausdrücklich festgehalten [16]. Es ist seit 2000 Leitprinzip in der Europäischen Union [17] und auch in der Schweiz auf Verfassungsstufe festgesetzt [18: Art. 74].

Normgebende ethische Theorien

Fragen der Gerechtigkeit, Fairness, Vertrauen, Partizipation, Handlungsfreiheit künftiger Generationen u.a. mehr sind zentrale, wiederkehrende Begriffsfelder im Zusammenhang mit radioaktiven Abfällen. Diese Fragen sind ethisch-moralischer, rechtlich-politischer oder allgemein formuliert normativer Art, und es mag eine Vielzahl von theoretischen Konzepten geben, die zu ihrer Beantwortung herangezogen, ihrer Lösung die notwendige Rechtfertigung liefern können. Zwei (konträre) ethische Theorien seien hier aufgeführt:

- Die deontologische Ethik („Gesinnungs- oder Überzeugungsethik") ist die „Pflicht-Ethik", wonach eine Handlung in einer bestimmten Situation immer richtig (oder falsch) ist, unabhängig von den Folgen, welche diese Handlung zeitigt. Sie hat „Universalisierungs"-Charakter [19]. Beispielsweise wäre es deontologisch begründet, wenn einem Kind erklärt wird, dass es nicht stehlen soll, weil das unfair und moralisch verwerflich ist. Kant ist der wichtigste Vertreter dieser Normen-Theorie; sein kategorischer Imperativ besagt, dass der Mensch stets so handeln soll, dass sein Handeln (moralisch betrachtet) sogleich allgemeingültiges Handlungsgesetz sein könnte. Im Prinzip billigt Kant damit moralisch „richtigen" «... Handlungen einen eigenständigen oder intrinsischen Wert ...» [ibid:119] zu.
- Die teleologische (oder konsequenzialistische) Ethik („Verantwortungsethik") bewertet dagegen immer auch die Folgen eines Handelns mit, sie beurteilt das (moralische) Handeln am Ziel, an der Konsequenz. Um das obige Beispiel aufzugreifen wäre also dem Kind, das gestohlen hat, sein unmoralisches Handeln damit zu begründen, dass anderen, also den Bestohlenen ein Schaden entsteht. Der Utilitarismus, abgeleitet vom lat. utilis (nützlich), gehört zur teleologischen Ethik und ist ein Konzept, das die kollektive Nutzenmaximierung anstrebt, wobei das „Kollektiv" als «Aggregate aus individuellen Werte gedacht.» [19:218] wird und «... die Proportionalität von Nutzen und Verdienst im Sinne der ausgleichenden Gerechtigkeit.» nicht kennt. Ein weiteres verantwortungsethisches Konzept, aber unmittelbar mit Gerechtigkeit in Verbindung stehend, ist der Egalitarismus (Gleichheit, fr. égalité), ein Konzept, bei dem Gerechtigkeit wesentlich als Gleichheit verstanden wird und in der Konsequenz also auf eine gleiche Verteilung des Nutzens und der Kosten abzielt. Rawls' Gerechtigkeitslehre ist diesem Konzept zuzuordnen [13].

Diesen Konzepten ist eigen, dass sie für Denk- oder Werthaltungsweisen stehen, die sich in der Konsequenz im alltäglichen Leben sehr unterschiedlich auswirken.

3. Umgang mit radioaktiven Abfälle – Verteilungs- und Verfahrensgerechtigkeit

3.1 „Gerechte" Verteilung von Nutzen und Kosten

Unsere und die Generation(en) vor uns beziehen und bezogen Strom aus Atomkraftwerken. Sie sind und waren Nutzniessende der Atomtechnologie (s. Abb. 1). Diesem Nutzen, der prinzipiell allen Mitgliedern der Gesellschaft zu Gute kommt, stehen Risiken entgegen, die mit der unmittelbaren Produktion und den damit einhergehenden Prozessen verbunden sind. Diese Risiken sind anders als beim Nutzen nicht auf die gesamte Gemeinschaft verteilt. Damit ist eine intragenerationelle Ungleichverteilung von Nutzen und Risiken gegeben (Lokalisierung bzw. Konzentrierung des Risikos an einem Standort). Bei der langfristigen Lagerung von radioaktiven Abfällen entsteht grundsätzlich ebenfalls eine Ungleichverteilung,

diese hat aber im Unterscheid zur ersteren nicht nur eine intragenerationelle Dimension, sondern diese ungleiche – intergenerationelle – Verteilung greift weit in die Zukunft, sie besteht also zwischen den Generationen. Dazu kommt, und das ist fundamental anders als bei der gegenwärtigen Situation, dass den Risiken kein unmittelbarer Nutzen gegenüber steht, da davon auszugehen ist, dass die mit der Endlagerung verbundenen Risken weit über die Zeithorizonte der möglichen Nutzung von Atomkraft hinaus bestehen. Damit ist ein Verteilungsproblem geschaffen, das mit dem Verantwortungs- oder Vorsorgeprinzip kaum vereinbar ist. Entscheidungstheoretisch liegt der Fall vor, dass die heutigen Generationen für spätere entscheiden *müssen.* Da das Problem nicht beseitigt werden kann – der Müll ist da – muss ein Ausweg gefunden werden, der eine gerechte Lösung zum Ziel hat. Ausserdem gibt es noch die Frage der Sachgerechtigkeit (evidentiary equity), wo Experten auf Laien stossen und die Verteilung der Beweislast thematisiert wird [20][21].

3.2 „Gerechte“ Verfahren

Die sich über Jahrzehnte dahinziehende Geschichte von Gorleben, die verfahrene Situation in der Schweiz nach dem zweimaligen Nein im Kanton Nidwalden, der schwierige Neubeginn in England, das Dilemma zwischen untätigen Abfallproduzenten und angestrengter Thematisierung durch die Zwischenlager-Standortgemeinden in Spanien – alle Beispiele zeigen, dass bisher vielleicht nicht mit der notwendigen Sorgfalt, mit der ernst gemeinten Offenheit, Klarheit und Nachvollziehbarkeit die Standortproblematik angepackt worden ist. Zwar wird heutzutage kaum bestritten, dass das radioaktive Abfallproblem gelöst werden muss, da sind sich vermutlich Gegner und Befürworter der Atomkraft einig. Wie es aber, abgesehen von technischen Gesichtspunkten, verfahrensmässig anzugehen ist, darüber herrscht Unsicherheit. Sicher ist eins: Es ist ein delikates, höchst aufwendiges und nicht erfolgssicheres Unterfangen, einen Prozess zu initiieren und aufrecht zu erhalten bis zur Findung eines geeigneten Standorts, der sicher ist, und technisch realisiert werden kann – aber auch von den Betroffenen akzeptiert oder zumindest toleriert wird. Solche Verfahren müssen, soviel zeigt die bisherige Erfahrung, rechtstaatlich-demokratischen Grundprinzipien entsprechen.

4. „Gerechtigkeit“ erreichen im Umgang mit radioaktiven Abfällen? – ein Ausblick

Das „Gerechtigkeitsproblem“ im Umgang mit radioaktiven Abfällen hat mehrere zeitliche und räumliche Ebenen; sie hängen miteinander zusammen, und sie können nur gesamthaft angegangen werden.

4.1 Das intragenerationelle Gerechtigkeitsproblem scheint grundsätzlich lösbar

Das intragenerationelle Problem, das bei gleich verteiltem Nutzen unterschiedlich verteilte Risiken zeitigt, ist prinzipiell „lösbar“. Das setzt sowohl bei der Verteilungsfrage als auch bei den Verfahrensfragen klar definierte Kriterien voraus, anhand derer die Schieflage bei den Risiken (und bei den Verfahren) ausgeglichen werden kann. Gerechtigkeit bei der Verteilung wird in irgendeiner Form über monetären Ausgleich zustande kommen. Das Problem ist dabei, dass sich nicht jeder Aspekt „monetarisieren“ lässt, somit auch so genannt „weiche“, also nicht quantifizierbare Aspekte im Raum stehen. So ist es beispielsweise methodisch nicht trivial, ob mögliche Endlager-Standortregionen „entschädigt“ werden sollen und gegebenenfalls wie und wofür; bereits der Begriff „Entschädigung“ oder „Kompensation“ birgt Zündstoff, womit wir thematisch bei den Verfahren sind. Es wird keine „gerechten“ Lösungen geben, ohne dass nicht auch die Verfahren zum Gegenstand des Problems gemacht werden. Aus der Rechtspraxis ist bekannt, dass das Verfahren, den Ausgang, das Resultat

mitbestimmt [22]. Unter diesem Gesichtspunkt ist es nachvollziehbar, dass die bisherigen Ansätze (z.B. Gorleben oder Wellenberg) gescheitert sind. Transparente, nach klaren und nachvollziehbaren Kriterien ablaufende und die Betroffenen von Beginn weg einbeziehende Verfahren sind eine Grundvoraussetzung; sie dürften aber nicht hinreichend sein. Ein wichtiger Aspekt ist das vorhandene oder nicht vorhandene Vertrauen: Angesichts verhärteter Fronten zwischen den unterschiedlichen Akteursgruppen mag beispielsweise der Ansatz von COWAM 2 [23], eines europäischen Kooperationsprojektes, bei dem Akteure mit ganz unterschiedlichem Interessenshintergrund über Jahre die radioaktive Entsorgung debattieren und einer Lösung näher bringen wollen, vertrauensfördernd wirken. Bewegung wird aber erst entstehen, wenn auch neue, „unbelastete" Akteure auf den Plan treten. Hierbei wäre eine Möglichkeit, dass der „Leadership" auf ein neu zu schaffendes Gremium, ausgestattet mit den notwendigen Ressourcen und Kompetenzen sowie neuen Köpfen, übertragen wird. Dabei sollte auch fein austariert werden, dass unterschiedliches Wissen eingebracht werden kann („Expertenwissen" und „Nicht-Expertenwissen").

4.2 Das intergenerationelle Verteilungsproblem erscheint nicht lösbar

Im Vergleich dazu scheint das intergenerationelle Verteilungsproblem *per se* ein unlösbares. Warum? Künftige Generationen tragen grundsätzlich die Konsequenzen von Entscheiden der vorangehenden Generation(en). Im Fall der radioaktiven Abfälle werden also Bürden (Lager mit Risiken) übertragen, ohne dass ein Nutzen mitgeliefert wird bzw., ohne dass die Betroffenen an Entscheiden darüber mitwirken können. Dieses Problem setzt die gegenwärtige(n) Generation(en) in ein Dilemma und bringt sie in ein schwerwiegendes Entscheidungsproblem. Löst sie das Problem nicht jetzt, überträgt sie dieses an die nachfolgende Generation (was als unethisch gelten muss); entscheidet sie jetzt, fehlt ihr das Wissen darüber, welche Bedürfnisse in künftigen Generationen vorhanden sein werden. Nimmt sie das Vorsorge- und das Verantwortungsprinzip ernst, wird sie einen Weg finden (müssen), wie sie eine bestmögliche Lösung für künftige Generationen finden kann. Eine Möglichkeit muss folglich sein, künftigen Generationen die „Handlungsfreiheit" mitzuliefern, ihnen also die Entscheidungsmöglichkeiten soweit zu öffnen, dass sie nach ihrem jeweiligen Wissenstand „neu" entscheiden können. Das setzt voraus, dass das Lagerkonzept entsprechend gewählt wird. Das schwedische Beratungsgremium für Nuklearabfälle, KASAM, hat dies bereits 1988 mit dem Grundsatz der «reparability» postuliert [24:14]; dieser Grundsatz besagt, dass künftige Generationen Fehler bei der Abfalllagerung korrigieren können. Im Klartext heisst das Kontrollierbarkeit (zumindest für eine gewissse Zeit). Die Rückholbarkeit (retrievability) ist die weitere Konsequenz der Kontrollierbarkeit und ist deren extremste Variante; sie wird stark diskutiert (s. Flüeler, in press [2]). Welche Entscheidungen auch immer „heute" gefällt werden, sie müssen verantwortungsbewusst, mit einem klaren Blick auf „morgen", zustande kommen. Es ist eine (moralische) „Verpflichtung" der heutigen Generation, als Anwältin künftiger Generation aufzutreten; Kasperson et al. (1983) sprechen von «Defender of the future» [25:366] und meinen eigens bezeichnete Personen oder Institutionen z. B. „Entsorgungrat".

4.3 Normative Theorien allein lösen das Problem nicht

Den normativen Konzepten, Theorien und Leitlinien ist eigen, dass ihnen in ihrer allgemeinen Form (problemlos) zugestimmt werden kann. Schwierig wird die Sache, wenn es um die konkrete Anwendung geht. In dieser Hinsicht wird im Nuklearabfallbereich „Neuland" betreten. Bisher ist man nicht über die „Prinzipien-Ebene" gekommen, bzw. nicht in den konkreten Anwendungskontext vorgestossen. Aber letzten Endes wird die Güte einer Theorie

auch an ihrer Anwendung gemessen. Der heutige Stand der Forschung lässt diesbezüglich kein (abschliessendes) Urteil zu. Höffe (2001) bringt die Schwierigkeiten, in denen wir uns dabei befinden, trefflich auf den Punkt: «Worin die Gerechtigkeit des näheren besteht, ist sowohl im Alltag als auch in der Philosophie heftig umstritten» [26:26] – *der* Grund, weshalb sich die Forschung mit diesen Fragen im „Streitthema" des radioaktiven Abfallbereichs bisher schlecht etabliert hat?

Bisher wurde sehr viel Zeit, Arbeitskraft und Geld für technische Fragen verwendet – auch nicht-technische Fragen stehen im Raum und suchen nach Antworten.

4. Literaturverzeichnis

[1] World Nuclear Association (2005). World Nuclear Power Reactors 2003-05 and Uranium Requirements. Besucht Mai 2005, http://www.world-nuclear.org/info/reactors.htm

[2] Flüeler, T. (in press). Decision Making for Complex Socio-Technical Systems. Robustness from lessons learned in long-term radioactive waste governance. Boston: Springer.

[3] KASAM (2001). Nuclear Waste. State-of-the-Art reports 2001. Stockholm: Swedish National Council for Nuclear Waste.

[4] NAGRA (2004). Geschäftsbericht 2003. Wettingen: Nationale Genossenschaft für die Lagerung der radioaktiven Abfällen (NAGRA).

[5] AkEnd (2002). Auswahlverfahren für Endlagerstandorte. Empfehlungen des AkEnd - Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte. Köln: W & S Druck GmbH.

[6] Flüeler, T. (2002). Radioaktive Abfälle in der Schweiz. Muster der Entscheidungsfindung in komplexen soziotechnischen Systemen (Vol. Band I: Haupttext). Berlin: dissertation.de - Verlag im Internet GmbH.

[7] Flüeler, T. (2004). Long-term radioactive waste management: Challenges and approaches to regulatory decision making. In: Spitzer, C, Schmocker, U. & Dang, V. N. (Hrsg.): Probabilistic safety assessment and management 2004. PSAM 7 - ESREL '04, Berlin, June 14 – 18. Vol. 5. Springer, London:2591-2596.

[8] Kasperson, R. E. (Hrsg.). (1983). Equity Issues in Radioactive Waste Management. Cambridge, Massachusetts: Oelgeschlager, Gunn & Hain.

[9] NEA/OECD (1995). The Environmental and Ethical Basis of Geological Disposal of Long-Lived Radioactive Wastes. Paris: Nuclear Energy Agency/Organization for Economic Co-Operation and Development.

[10] IAEA (2002). Ethical considerations in protecting the environment from the effects of ionizing radiation. Vienna: International Atomic Energy Agency.

[11] IAEA (2003). The Long Term Storage of Radioactive Waste. A Position Paper of International Experts. Besucht Mai 2005, http://www.iaea.org/Publications/index.html

[12] Ritter, J. (Hrsg.). (1971). Historisches Wörterbuch der Philosophie. Gerechtigkeit (Vol. G-H). Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.

[13] Rawls, J. (1971). A theory of justice (1999 revised ed.). Oxford N.Y: University Press.

[14] Hauff, V. (Hrsg.). (1987). Unsere gemeinsame Zukunft. Weltkommission für Umwelt und Entwicklung [Brundtland-Bericht]. Greven: Eggenkamp.

[15] Jonas, H. (1979). Das Prinzip Verantwortung: Versuch einer Ethik für die technologische Zivilisation. Frankfurt a. Main: Insel Verlag.

[16] UNEP (1992). Rio Declaration on Environment and Development. Besucht Mai 2005, http://www.unep.org/Documents/Default.asp?DocumentID=78&ArticleID=1163

[17] EU Kommission (2000). Mitteilung der Kommission. Die Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzip. Besucht Mai 2005, http://europa.eu.int/scadplus/leg/de/lvb/l32042.htm

[18] Confoederazio Helvetica (1999, 2005). Bundesverfassung der Schweizerischen Eidgenossenschaft. Besucht Mai 2005, http://www.admin.ch/ch/d/sr/101/

[19] Birnbacher, D. (2003). Analytische Einführung in die Ethik. Berlin: Walter de Gruyter.

[20] Nelkin, D. & Pollak, M. (1979). Public participation in technological decisions: reality of grand illusion? Technology Review, 81(8), 55-64.

[21] Bullock Flynn, C. (1982). Reactions of local residents to the accident at Three Mile Island. In Sills, D. L., Wolf, P. & Shelanski, V. B. (Hrsg.), Accident at Three Mile Island: the human dimensions (S. 49-63). Boulder, CO: Westview Press.

[22] Lind, A. E. (1995). Verfahrensgerechtigkeit und Akzeptanz rechtlicher Autorität. In Bierbrauer, G., Gottwald, W. & Birnbreier-Stahlberger, B. (Hrsg.), Verfahrensgerechtigkeit. Köln: Otto Schmidt.

[23] COWAM 2 (2003). Community Waste Management 2 - Improving the Governance of Nuclear Waste Management and Disposal in Europe. Annex I - "Description of Work". Paris: Mutadis.

[24] KASAM (1988). Ethical aspects on nuclear waste (No. SKN 29). Stockholm: KASAM (Consultative Committee for Nuclear Waste Management).

[25] Kasperson, R. E., Derr, P. & Kates, R. W. (1983). Confronting equity in radioactive waste management: modest proposals for a socially just and acceptable program. In Kasperson, R. E. (Hrsg.), Equity Issues in Radioactive Waste Management. Cambridge, Massachusetts: Oelgeschlager, Gunn & Hain.

[26] Höffe, O. (2001). Gerechtigkeit. Eine philosophische Einführung. München: Beck.

RISIKOWAHRNEHMUNG UND KOMMUNIKATIONSSTRATEGIEN BEI DER ENTSORGUNG RADIOAKTIVER STOFFE

RISK PERCEPTION AND COMMUNICATION STRATEGIES FOR THE DISPOSAL OF NUCLEAR MATERIAL

Rahim Taghizadegan, Manfred Tschurlovits
Atominstitut der Österreichischen Universitäten, Technische Universität Wien, Österreich

Zusammenfassung: *Die öffentliche Wahrnehmung und Akzeptanz einer Gefährdung durch Lagerung und Entsorgung radioaktiver Stoffe und entsprechende Reaktionen haben weniger mit dem eigentlichen Risiko als quantifizierbarer und reduzierbarer Größe zu tun, als mit bestimmten Mustern gesellschaftlicher Kommunikation. Nur ein Verständnis dieser Muster und der bestimmenden Motive erlaubt effektive Risikokommunikation im Sinne eines Risikodialogs. Risiko ist hierbei ein soziales Code-Wort und Risikokommunikation ein sozialer Prozess, der einerseits durch „Rituale", wie Stigmas und Tabus, andererseits durch konkurrierende Weltanschauungen bestimmt wird. Letztere werden mittels Methoden der „Cultural Theory" analysiert, und auf diesem Wege werden auch divergierende Risikowahrnehmungen erklärt. Schließlich werden einige Kommunikationsstrategien zur besseren Darstellung der Problematik, Risiken, und Unsicherheiten bei der Entsorgung radioaktiver Stoffe präsentiert.*

Summary: *The public perception of the risk due to disposal of nuclear material depends less on risk as a quantifiable measure, but rather on particular patterns of societal communication. Only an understanding of these patterns and the underlying motives permits effective risk communication in the form of a risk dialogue. Risk becomes a social code word and risk communication a social process, which is determined by "rituals" like stigmas and taboos on one hand, and on the other hand competing world views. The latter are analyzed by means of "Cultural Theory" and thus diverging perceptions of risks are explained. Finally, some communication strategies on the risks and uncertainties of the disposal of nuclear material are presented.*

Schlüsselwörter: *Risikowahrnehmung, Risikokommunikation, Radioaktivität, Lagerung*
Keywords: *Risk perception, risk communication, radioactivity, waste disposal*

1. Agenden[1] in der „Risikokommunikation"

„Risiko" wird in diesem Beitrag funktionalistisch als soziales „Konstrukt" betrachtet, das heißt ein Verhaltensmuster, das bestimmte Ziele einer sozialen Gruppe bezweckt. Solche Verhaltensmuster können auch als „Rituale" bezeichnet werden, nach Durkheim verstanden als Handlungsmuster mit der Funktion, Gruppenidentität und –kohäsion zu gewährleisten [1]. So interpretierte *Conrad* etwa die „Risikodebatte" über radioaktive Stoffe als „Ritual", das tiefer liegende Ursachen verbirgt: „Es erlaubt eine zunehmend ritualisierte Form, um mit

[1] Unter „Agenda" versteht man in der Politikwissenschaft eine bestimmte politische Programmatik und in der Publizistikwissenschaft bestimmte massenmedial erzeugte Themenschwerpunkte und Einschätzungen in der öffentlichen Meinung. Hier sind allgemein soziale und ideologische Motive, bzw. dominierende Ansichten gemeint.

Konflikten umzugehen“ [2]. Das Wort „Risiko“ kann in diesem Kontext zu einem „Codewort“ werden, das bestimmte Rituale auslöst. *Palmlund* beschreibt diesen Prozess als „soziales Drama“: „Risiko ist ein Codewort, das die Gesellschaft alarmiert, dass eine Änderung in der sozialen Ordnung gefordert ist“ [3]. “Risiko” kann eine Begründung und einen Ersatz für andere soziale und ideologische Besorgnisse darstellen [4]. Diese Motive werden oft „versteckte Agenden“ genannt [5]. Dieser gebräuchliche Begriff impliziert keinerlei Verschwörungstheorie, sondern bezieht sich auf kulturelle Agenden, die unterschiedliche und relevante Perspektiven beschreiben. Diese Agenden sind in dem Sinne „versteckt“, dass sie einerseits oft unbewusste Werturteile widerspiegeln und anderseits, in einer demokratischen Gesellschaft, Partikulärinteressen oft verdächtig erscheinen und unter dem Begriff des „Gemeinwohls“ verborgen werden müssen.

Dieser „konstruktivistische“ Zugang der Identifizierung und Analyse von „versteckten Agenden“ versucht, eine Antwort auf die Kernfrage jeder Studie zur Risikowahrnehmung zu geben: Warum werden manche „Risiken“ zu öffentlicher Besorgnis und Debatte ausgewählt, während andere relativ wenig Aufmerksamkeit erhalten? „Risikodebatten“ sind demnach Ersatzdebatten über andere, tiefer liegende Sorgen und unterschiedliche Werthaltungen [6].

Die „versteckten Agenden“ können über das berühmte, überraschend hilfreiche Modell der „Cultural Theory“ charakterisiert werden, welche von Mary Douglas begründet wurde [7]. Die Wahrnehmung von bestimmten „Risiken“ ist über die Funktion von bestimmten sozialen Praktiken, wie Rituale, Stigmata und Tabus, zur Förderung bestimmter Agenden (insbesondere Gruppenidentität und –stabilität) zu erklären. In den Worten von *Thompson et al.*: „In vielen Fällen können die Dinge (und Ideen), die Menschen vorziehen – von bloßem Essen über Nuklearenergie bis zu schwacher Führung – über die Konsequenzen erklärt werden, die diese Präferenzen für ihre sozialen Verhältnisse haben“ [8]. Diese Präferenzen folgen aus bestimmen „Lebensstilen“ und damit Werthaltungen. „Cultural Theory“ kategorisiert diese kulturellen Muster mittels der Prototypen einer „Kulturmatrix“. Zwei Variablen werden unterschieden, um die Arten menschlicher Beziehungen zu beschreiben, meist abgekürzt als „grid“ (Raster) und „group“ (Gruppe). Diese Konzepte spannen zwei Dimensionen auf, die vier Felder und vier kulturelle Prototypen ergeben: „Hierarche“ (rasterfixiert, d.h. starkes normatives Bedürfnis, und gruppenfixiert, d.h. starkes kollektives Bedürfnis), „Fatalisten“ (rasterfixiert und gruppenfrei, d.h. stärker auf das Individuum bezogen), „Egalitäre“ (rasterfrei und gruppenfixiert), und „Individualisten“ (raster- und gruppenfrei). Die implizite Hypothese: „Risikokonflikte“ sind Konflikte zwischen verschiedenen Agenden. Bloße Meinungsverschiedenheiten über die Fakten sind keine Konflikte (und hören sich auch selten so an), doch Konflikte zwischen Agenden führen zu Meinungsverschiedenheiten über „Fakten“.

Hier wird die Theorie in einer angepassten und eingeschränkten Form verwendet. Einerseits werden hier nur Einstellungen und nicht Lebensstile betrachtet. Anderseits sollen nur die Werthaltungen von „Meinungsbildnern“ erklärt werden. Dabei handelt es sich um Individuen und Gruppen, die Unbestimmtheiten durch wertbasierte Annahmen ausfüllen und daher kausale Strukturen, Kontexte und Urteile erzeugen. Dies ist ein sehr kleiner Teil der Bevölkerung; stabile Weltbilder sind die Sache von wenigen. Dies findet seine Begründung im bekannten Phänomen der „rationalen Unwissenheit“. Die Erzeugung, Begründung und das Wissen um Erklärungen und gar vollständige Weltbilder bedeuten Kosten. Daher ist es rational, bezüglich der meisten Themen unwissend zu sein, insbesondere was politische Themen betrifft, denn hier ist die Verbindung zwischen individuellem Handeln (Wahlentscheidung) und Folge so schwach, dass sie vernachlässigbar wird (In der Sprache der Risikowissenschaft: Es ist wahrscheinlicher, bei einem Unfall zum Wahllokal umzukommen,

als das Wahlergebnis zu beeinflussen). Die Produzenten von „Ideen“ (Erklärungsmustern, die auf Werthaltungen basieren) gehen die „Produktionskosten“ ein, da sie einen Ertrag erwarten: monetäre, oder – häufiger – soziale Belohnungen wie Prestige und Macht.

Abb. 1 skizziert die „soziale Bühne“ von „Risikodebatten“ als Wechselspiel zwischen widerstreitenden Wahrnehmungen und Agenden.

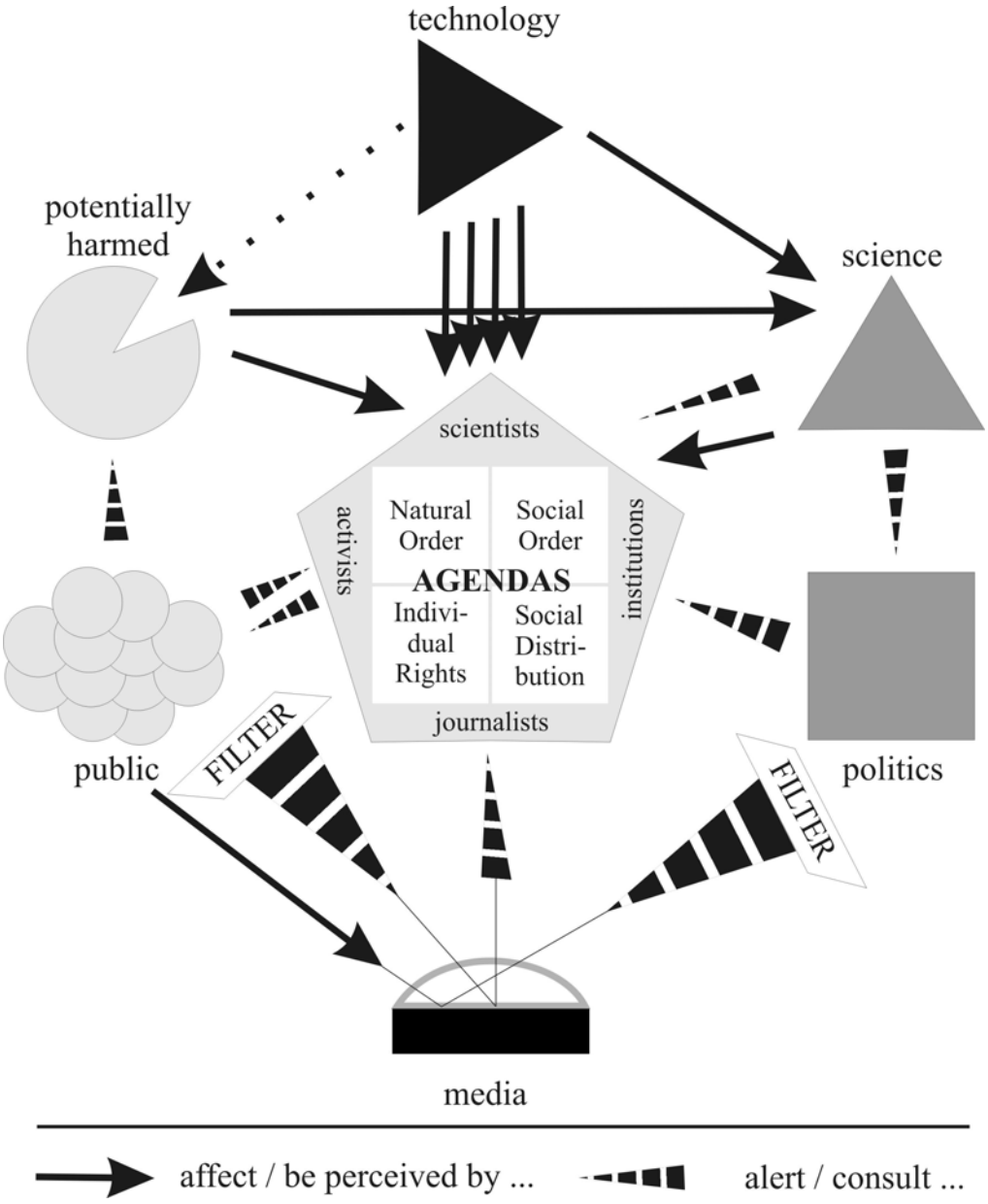


Abb. 1: Modell einer „Risikodebatte“ (Grafik aus [9])

2. Meinungsbildner in der „Risikokommunikation“

Shubik betrachtet die Wahrnehmungen der folgenden Gruppen als relevant bei „Risikokonflikten“: Das politische und institutionelle Establishment, das wissenschaftliche und professionelle Establishment, die nicht-politischen Meinungsführer, die Medien und die „allgemeine Öffentlichkeit“ [10]. Letzteres ist ein problematisches Konzept, denn es ist wenig zielführend, die gerade zufällig überwiegenden Ansichten in der Bevölkerung als ursächlich zu betrachten, diese sind allenfalls Folge der Durchsetzung bestimmter Agenden und damit

des Erfolges spezifischer Meinungsbildner. Die Analyse hier wird sich auf vier Gruppen von Meinungsbildnern beschränken (Tab. 1).

Tab. 1: Wichtige Meinungsbildner in „Risikodebatten“

Gruppe	Betonung	Interessen
Wissenschafter	Norm	Prestige, Karriere
Behörden	Kollektiv	Karriere, Bürokratiewachstum
Aktivisten	Individuum	“not in my backyard!”
Journalisten	Normenbruch	Marktanteile, Nachrichtenwert

2.1 Meinungsbildner in der Wissenschaft

Es soll angenommen werden, dass Wissenschafter (hier sind insbesondere Naturwissenschafter gemeint) im Rahmen der „Cultural Theory“ die kulturelle Betonung auf „Norm“ (bzw. „Raster“) legen. Dies ist schon aus der Funktion von Wissenschaft nahe liegend; in der Tat scheinen auch die meisten Naturwissenschafter, wenn sie sich an politische Themen wagen (also gesellschaftliche Agenden befördern), den „rasterlastigen“ Prototypen des Modells zuzuordnen zu sein. Naturwissenschafter in der Umweltbewegung etwa nutzen oft apokalyptische Szenarien, jedoch nicht wie „gruppenlastige“ Prototypen (z.B. Egalitäre) als „Strafe“ für gruppenfernes (nicht-egalitäres) Verhalten, sondern für den Verstoß gegen bestimmte Gesetzmäßigkeiten und Ordnungen.

Wissenschaft ist der natürliche Anfangspunkt einer Debatte um technische „Risiken“. Die Idee, dass „Risiko“ messbar und kontrollierbar wäre, ist wahrscheinlich keine wissenschaftliche Erfindung, aber stützt sich doch wesentlich auf wissenschaftliche Methoden. *Clark* vergleicht die Funktion moderner Wissenschaft mit jener der Kirche in früheren Zeiten: „Heute, wie damals, werden Experten angerufen, um das Unbekannte zu erklären und dessen unerwünschte Konsequenzen zu bewältigen. Anstatt spezifische Quellen eines spezifischen Übels zu suchen, gaben damalige Experten der Phänomenologie des Unbekannten den allgemeinen Namen ‚Hexerei’“ [11]. *Linnerooth* beschreibt die soziale Funktion der Wissenschaft besonders kritisch: „Mythen wissenschaftlicher Rationalität spielten eine wichtige Rolle dabei, soziale Autoritäten aufrecht zu erhalten, doch dürften nun unbewusst polarisieren und die Schismen und politischen Instabilitäten einer industriellen Gesellschaft verschärfen“ [12].

Natürlich weist die Weste der Wissenschaft dieselben weltlichen Flecken wie jede andere menschliche Unternehmung auf. *Renn and Zwick* sprechen vom „Expertendilemma“: Auch Ergebnisse der Naturwissenschaft können bestimmten Interessen und Weltbildern angepasst werden [13]. Naturwissenschaftler fallen oft der Illusion zum Opfer, dass „Risiko“-Ängste bloß „der irrationalen, imaginären Perspektive von Laien“ [14] entsprängen, die durch „Risikokommunikation“ und „Risikoerziehung“ korrigiert werden müsste. Ironischerweise ist oft das Gegenteil wahr. Wie *Kasper* an mehreren Beispielen zeigt, waren es oft Wissenschaftler, die zuerst Alarm schlugen [15]. *Kellerer* mahnt: „Vorherrschende öffentliche Einstellungen können nicht einfach mit nüchternen wissenschaftlichen Fakten geändert werden. Aber anerkannte Fakten können einfach verzerrt werden, um bestehende Missverständnisse zu verstärken. (…) Die potentiell korrekte, jedoch bedeutungslose Aussage, dass ein einzelnes ionisierendes Teilchen Krebs auszulösen vermag, reicht aus, um

Schrecken zu verbreiten; sie wird nicht die Frage nach der Wahrscheinlichkeit (10^{-17}, Anm. d. Autors) dieses unwahrscheinlichen Ereignisses aufbringen (…)“ [16].

Während einige Wissenschafter apokalyptische Schreckensszenarien zur Meinungsbildung nutzten, fand „Risikoforschung“ bald ihre wesentliche Funktion darin, für Legitimität und Akzeptanz von Technologien zu werben. Dies führte jedoch zum Erscheinen von „Gegenexperten“, die „Risiko-averse“ Agenden vertreten und eben so gut dabei sind, Zahlen zu verwenden, wie die „Experten“, die eine bestimmte Technologie legitimieren sollen. Bei Technologieentscheidungen treten häufig „Experten-Laien-Konflikte“ auf, wobei Wissenschaftler auf überraschend großes Misstrauen stoßen. Diese Konflikte sind ohne Analyse der widerstreitenden Agenden nicht zu erklären. *Margolis* beobachtet: „Tiefes Misstrauen gegenüber Experten ist typischerweise auf jene Fälle beschränkt, in denen es nicht klar ist, dass Menschen bei einer Fehlentscheidung umkommen. (…) Viele Menschen sind extrem besorgt darüber, dass radioaktive Abfälle irgendwo in ihrer Region gelagert werden, aber wenige brauchen mehr als eine schnelle Beschwichtigung durch ihren Arzt, um einzuwilligen, dasselbe Material in ihren Körper injiziert zu bekommen“ [17].

Sobald politische Entscheidungen in die Hände von Wissenschaftern gelegt werden, können diese nicht anders, als Agenden zu befördern. Selbst wenn wissenschaftliche Ergebnisse eine klare Präferenz für eine Option nahe legen, bleibt die Unbestimmtheit der Folgen erhalten und erfordert ein Werturteil. *Brooks* warnt: „Wissenschafter, die in der politischen Arena unerfahren sind, werden oft – geschmeichelt durch die ungewohnte Aufmerksamkeit von Machthabern – dazu verleitet, ihre Schlussfolgerungen mit einer Bestimmtheit vorzutragen, die nicht durch die Tatsachen gerechtfertigt ist“ [18]. Schließlich ist „wissenschaftliche Politik“ häufig eine Illusion, die Politiker schaffen, um eine Agenda zu befördern und die Verantwortung dafür abzugeben [19].

2.2 Meinungsbildner in den Medien

In der modernen Gesellschaft spielen Medien eine wesentliche Rolle in „Risikodebatten“. Abgesehen davon, dass Medien eine Plattform für jede gesellschaftliche Agenda darstellen, sind viele Journalisten selbst als Meinungsbildner für eigene Agenden tätig. In einer größeren empirischen Studie zeigte *Keppliner*, dass die Sympathie von Journalisten hauptsächlich bei Standpunkten lag, die kritisch gegenüber dem „Establishment“ waren [20]. *Koren und Klein* bestätigten, dass meist negative Schlagzeilen über Technologie in den Medien Platz finden: Studien, die höheres „Risiko“ anzeigen, erhalten weitaus höhere Medienaufmerksamkeit [21]. *Renn und Zwick* beschreiben den Zugang vieler Journalisten als „Schadenskommunikation“: Sie orientierten sich an der Perspektive des betroffenen Individuums und versuchen, „Schuldige“ vorzuführen [13].

Aus obiger Darstellung kann geschlossen werden, dass Medien aufgrund ihrer Rolle und Funktion in freien Gesellschaften eher eine Betonung entwickeln, die „Normen“ herausfordert. *Müller-Ullrich* kritisiert etwa: „Meldungen von Organisationen wie Greenpeace oder dem Internationalen Schriftstellerparlament werden sofort gesendet und gedruckt, solche von Shell oder der Strahlenschutzkommission werden höchstens als Zielscheiben für hämische Kommentare gebraucht. Polizei, Industrie und Naturwissenschaftler gilt es grundsätzlich der Amoralität zu überführen“ [22].

2.3 Meinungsbildner in Behörden

Behörden können auf zwei Wege spezifische Agenden entwickeln: durch überproportionale Attraktivität für Menschen mit einer bestimmten Agenda und durch Ausbildung von organisatorischen Interessen. In beiden Fällen ist hierbei eine kollektivistische Betonung nahe liegend. Politisches Handeln ersetzt immer individuelles Handeln. Hierarchische und egalitäre Agenden werden besonders angezogen durch die jeweilige Bedeutung staatlicher Macht: Der hierarchisch Eingestellte sieht Macht als die Macht, Gesellschaft durch kollektives Handeln zu kontrollieren (Gruppe plus Norm); für den Egalitären geht es um die Macht, Gesellschaft durch kollektives Handeln zu verändern (Gruppe minus Norm). Die organisatorischen Interessen jeder Behörde schließlich erklärt *Kates* folgendermaßen: „Es sind eher die organisatorischen Erfordernisse des Überlebens und Wachsens als ihre Funktion, die die Politik einer Behörde bestimmen" [23]. Interessanterweise bedeuten in der Tat die meisten Vorschläge von Behörden eine Zunahme ihrer Macht und die Zuteilung von größeren Finanzmitteln. Folglich haben Behörden die Tendenz, „Risiken" zu minimieren, wenn sie die spezifische Technologie zu vertreten haben, oder andernfalls diese aufzublähen, um die eigene „Verantwortlichkeit" zu erhöhen.

2.4 Aktivisten als Meinungsbildner

Entgegen dem Anschein ist öffentlicher Aktivismus alles andere als repräsentativ für die Öffentlichkeit. Als „Aktivisten" werden jene bezeichnet, die außerhalb von Institutionen eine Agenda vertreten. Diese repräsentieren im Allgemeinen eine kleine Minderheit der Bevölkerung, in deren Namen sie auftreten. *Renn und Zwick* schließen aus empirischen Studien die Faustregel, dass ca. 5 % aller Bürger mit einer bestimmten Überzeugung willens sind, sich aktiv für ihre Überzeugung einzusetzen und es nur 1 % auch tatsächlich tun [13]. Für die Verhinderung einer Technologie ist es jedoch nicht notwendig, dass mehr als 50 % der Bevölkerung diese ablehnen. Viele Technologien, wie etwa Erdölraffinerien, verursachen Unbehagen bei der Mehrheit, trotzdem gibt es keine Akzeptanzkrisen für die meisten dieser Technologien. Für effektiven Widerstand seitens der Bevölkerung gegen eine bestimmte Technologie braucht es Aktivisten, so wenige es auch sein mögen.

Aktivismus verursacht hohe Kosten, nicht nur in Zeit und Geld, sondern auch als soziale Kosten. Die primäre Motivation, solche Kosten einzugehen, liegt darin, andere Kosten zu reduzieren, die höher erscheinen. Dies ist „Betroffenen-Aktivismus" – jener durch Kosten betroffenen, die scheinbar ihnen, ihren Familien oder Nachbarschaften aufgebürdet werden. Der Terminus „NIMBY" (Not In My BackYard: nicht in meinem Hinterhof!) ist gebräuchlich für diese Form des Aktivismus: Menschen, die versuchen, Veränderungen in ihrer unmittelbaren Umgebung (ihr mehr oder weniger buchstäblicher „Hinterhof"), die als Verringerung der Lebensqualität interpretiert werden, zu verhindern oder ungeschehen zu machen – so genannte LULUs: Locally Unwanted Land Uses (lokal unerwünschte Landnutzungen). *Edwards* spricht von einer „Hausfrauenbewegung", die nicht ideologisch motiviert ist, sondern um die Gesundheit und das Wohlergehen ihrer Familien und Gemeinden besorgt ist [24]. Das Ausmaß der „Betroffenheit" ist jedoch potentiell unbeschränkt und kann in einer modernen Gesellschaft, die räumliche Distanz immer stärker transzendiert, bei weitem über das hinausgehen, was normalerweise als „lokal" wahrgenommen wird. *Luhmann* konstatiert eine sehr effektive „Betroffenheitsrhetorik", zumal: „Jeder kann sich von fast jeder Entscheidung ausgeschlossen und betroffen fühlen" [25]. Die organisatorische Integration von Aktivisten führt zu Protestbewegungen, für die der Protest die Funktion eines Katalysators der Systembildung hat. Funktionärsmotive, die nicht

mehr direkt und authentisch mit Betroffenheit zu tun haben, gewinnen an Bedeutung (Macht, Prestige).

Die individualistische Tendenz, die für Aktivisten in den Anfängen gilt, tritt zunehmend in den Hintergrund: Aus „NIMBY“ wird „NOPE“: Not On Planet Earth (nicht auf diesem Planeten!) [26]. Lokaler Widerstand kann Teil einer globalen Agenda werden. Aktivisten mit extremeren Ansichten neigen dazu, sich mit der Zeit durchzusetzen, denn, wie *Rubin* erkennt, sind Extremisten willens, am härtesten und skrupellosesten zu arbeiteten [27]. Mehrere lokale Bewegungen können zu einer „Toilettenverstopfungs-Strategie“ kombiniert werden, wie es *Edwards* ausdrückt [24]. Nuklearenergie kann z.B. so bekämpft werden, dass jede einzelne Deponie verhindert wird, nach der Devise: „Wenn die Toilette überläuft, werden sie umdenken.“ Hierbei bemühen sich Aktivisten, die Genehmigung, Standortwahl und Umweltverträglichkeitsprüfung so zu verzögern, dass die Kosten bis zu dem Punkt steigen, an dem Nuklearenergie nicht mehr profitabel oder durchführbar ist.

3. Kommunikationsstrategien

Die Unsicherheiten bei der Bestimmung von Risiken bei der Entsorgung von radioaktiven Stoffen führen meist nicht unmittelbar zu größerer Besorgnis der Bevölkerung, sondern eröffnen einen Raum für „Risikokonflikte“: Unsicherheit schafft Platz für widersprechende „Sicherheiten“. Dies unterminiert das Vertrauen in Wissenschaft und die involvierten Behörden oder Unternehmen und heizt Konflikte an. Um erfolgreich mit jenen zu kommunizieren, die betroffen sind, sein könnten oder sich als „Betroffene“ wahrnehmen, ist es unerlässlich, die Faktoren zu berücksichtigen, die über die Aufnahme und Dominanz von spezifischen Meinungen bestimmen. Hierbei bieten sich insbesondere vier Faktoren an, die als Filter dienen, und zur Auswahl spezifischer Ansichten führen (siehe Abb. 2). Im Zusammenhang der Durchsetzung von Ansichten ist hierbei oft in Anlehnung an Dawkins von „Memen“ die Rede. In Tabelle 2 findet sich eine Übersicht über die bestimmenden Faktoren.

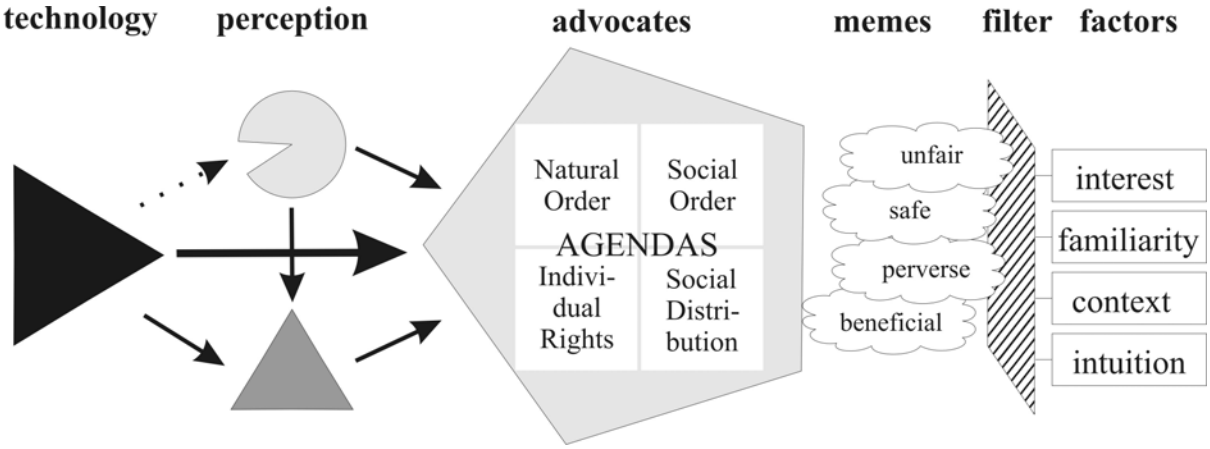


Abb. 2: Auswahl von Ansichten („Memen“) bei „Risikodebatten“ (Grafik aus [9])

Meinungen, z.B. über Gefährdungen und eigene Betroffenheit, durchlaufen einen Wahrnehmungsfilter, der danach auswählt, was am besten zu den bestehenden Meinungen und Wahrnehmungen einer Person passt. Dabei ist das „Framing“, der Kontext einer Fragestellung enorm wichtig. Dies wird deutlich an folgendem Beispiel: Die „Risikowahrnehmung“ der Strahlenexposition durch Radon in Innenräumen hängt weniger von der objektiven Gefährdung oder von den subjektiven Vorlieben ab, sondern hauptsächlich

vom Kontext: Das „Risiko“ wird dann als (untolerierbare) Gefahr wahrgenommen, wenn es nicht um das eigene Haus geht, sondern um ein Haus, in dem man wohnt oder wohnen möchte, das aber eine fremde Person besitzt. Beim eigenen Haus ist jeder zu streng ökonomischer Kosten-Nutzen-Rechung fähig (wie viel „Risiko“ nehme ich in Kauf?), doch ein von einer dritten Partei aus Kostengründen aufgenommenes „Risiko“ erscheint skandalös. „Sie“ lassen zu, dass „wir“ tödlichem Radon ausgeliefert sind. *Margolis* weist auf die absurde Schlussfolgerung hin: „Ich fürchte mich vor Strahlenexposition, aber nur, wenn jemand anderer für die Präventionskosten aufkommt“ [28].

Tab. 2: Faktoren bei der Selektion und Übernahme von Meinungen.

Faktor	**Bezug**	Beispiel für eine *erfolgreiche* und eine erfolglose Meinung
Interesse	Wird das Eigeninteresse angesprochen?	*„die Industrie soll bezahlen“* „Erdnussbutter ist krebserregender als Dioxin“
Bekanntheit	Wird auf Alltagserfahrung Bezug genommen?	*„Smog ist schlecht“* „die größten Umweltgefahren sind Naturkatastrophen in der dritten Welt“
Kontext	Wer sagt es warum, wo und wie?	*Arzt meint: „Die Injektion eines radioaktiven Stoffes ist relativ harmlos“* Studie eines Ölunternehmens zeigt: „Versenken der Ölplattform ist die beste Option“
Intuition	Wird die Intuition angesprochen?	“*Chemikalien sind giftig*” „Strahlung sehr niedriger Energien ist harmlos“

Tab.3: Strategien für die Beförderung von Agenden.

Negative Strategien		**Positive Strategien**	
Angst	Etwas Schlechtes wird passieren, wenn …	Hoffnung	Etwas Gutes wird passieren, wenn …
Schuld	Etwas Schlechtes ist passiert, weil …	Lob	Etwas Gutes ist passiert, weil …
Stigma	Etwas wird unweigerlich Schlechtes mit sich bringen.	Heiligsprechung	Etwas wird unweigerlich Gutes mit sich bringen
Neid	Den einen bringt Schlechtes, was passiert, da es anderen Gutes bringt.	Mitleid	Um anderen Schlechtes zu ersparen, muss Gutes getan werden.

Um den „Filter“ zu passieren, finden einige Strategien Anwendung, die für geeignetes „Framing“ sorgen (Tab. 3). „Negative“ Strategien sind dabei meist die effektiveren, wie dies die die Erkenntnis von *Kahneman* und *Tversky*, dass Menschen Verlusten größeres Gewicht beimessen als Gewinnen, nahe legt [29]. Kommunikationsstrategien funktionieren, indem sie bestimmte Ansichten darstellen als (1.) im Kontext eines (2.) intuitiv und (3.) alltagsbezogen erkennbaren (4.) Eigeninteresses für die Betroffenen stehend. Als Empfehlung für Kommunikationsbemühungen ergeben sich daher:

1. An das Interesse der Betroffenen appellieren.
2. Einfache Sprache und bekannte Beispiele verwenden, Alltags-Bezug herstellen.
3. In den richtigen Kontext stellen durch vertrauenswürdige Informationsquellen.
4. Die Intuition der Betroffenen ansprechen.

4. Zusammenfassung

Soll verhindert werden, dass die „Risikodebatte“ als „Risikokonflikt“ zwischen divergierenden Agenden abläuft, müssen Fragen der Entsorgung radioaktiver Stoffe als gemeinsame Probleme formuliert werden. Dabei sind die Medien zum Verbündeten zu machen, indem auf deren spezifische Bedürfnisse Rücksicht genommen wird. Das bedeutet, die Informationen in eine Geschichte zu verpacken und insbesondere konkrete, praktisch relevante Erklärungen und Handlungsanleitungen für Betroffene anzubieten. Selbst wenn wissenschaftlich nicht viel dafür sprechen mag, ist es immer sinnvoll, Besorgnissen durch praktische Anleitung zum Selbstschutz sich „betroffen“ fühlender zu begegnen; also z.B. Entscheidungen über Lage und Technik der Entsorgung als Fragen der Maximierung von Sicherheit, Wohlstand und Wohlbefinden aus spezifischer, individueller Perspektive formulieren.

Bei der Darstellung von „Risiken“ sind Unsicherheit und Variabilität unbedingt zu trennen, da Schwierigkeiten bei der Vorhersage spezifischer Wirkungen auf die Gesundheit hypothetisch betroffener Individuen nicht mit einem generellen Mangel an Wissen über Gesundheitsfolgen durch Strahlungsexposition verwechselt werden dürfen; letzteres würde als Ahnungslosigkeit und somit Unglaubwürdigkeit interpretiert werden. Außerdem sind statistische Fehlgriffe zu vermeiden, die sich zur Angstmache eignen, wie das Konzept der „statistischen Toten“ und unendliche Integrationszeiträume [30].

5. Literaturverzeichnis

[1] Durkheim, E.: Les formes élémentaires de la vie religieuse. Le système totémique en Australie. Paris, 1912

[2] Conrad, J.: Risiko und Ritual. Diskussionspapier des Forschungsschwerpunkts Umweltpolitik des Wissenschaftszentrums Berlin IIUG dp 87-14, Berlin, 1987

[3] Palmlund, I.: Social Drama and Risk Evaluation, in: Krimsky, S.; Golding, D. (eds.): Social Theories of Risk. Praeger, Westport CT, 1992

[4] Slovic, P.: Informing and Educating the Public about Risk. *Risk Analysis* 6, pp.403-415, 1986

[5] Edwards, W.; von Winterfeldt, D.: Public values in risk debates. *Risk Analysis* 7, pp.141- 158, 1987

[6] Scheuch, E.K.: Umweltschutz als Vehikel für Kulturkritik. Der Kampf gegen Kernkraft als Stellvertreter-Konfliktstoff, in: Michaelis, H. (ed.): Existenzfrage: Energie. Die Antwort: Kernenergie. Düsseldorf/Wien, 1980

[7] Vgl. Douglas, M.; Wildavsky, A.: Risk and Culture. An Essay on the Selection of Technological and Environmental Dangers. Univ. of California Press, Berkeley CA, 1982

[8] Thompson, M.; Ellis, R.; Wildavsky, A.: Cultural Theory. Westview Press, Boulder CO, 1990

[9] Taghizadegan, R.: Management of the risk of ionizing radiation – An interdisciplinary analysis. Diplomarbeit an der Technischen Universität Wien, 2004, verfügbar in der Bibliothek und im Internet (pdf): http://tinyurl.com/68d37

[10] Shubik, M. (ed.): Risk, Organizations, and Society. Kluwer, Dordrecht, 1991

[11] Clark, W.C.: Witches, Floods, and Wonder Drugs: Historical Perspectives on Risk Management, in: Schwing, R.C.; Albers, W.A.Jr. (eds.): Societal risk assessment: How safe is safe enough? Plenum Press, New York, 1980

[12] Linnerooth, J.: The political processing of uncertainty. *Acta Psychologica* 56, pp.219-231, 1984
[13] Renn, O.; Zwick, M.M.: Risiko- und Technikakzeptanz. Springer, Berlin/Heidelberg/ New York, 1997
[14] Kleinwellfonder, B.: Der Risikodiskurs. Zur gesellschaftlichen Inszenierung von Risiko. Westdeutscher Vlg., Opladen, 1996
[15] Kasper R.G., Perceptions of Risk and their Effects on Decision Making, in: Schwing/ Albers, 1980
[16] Kellerer, A.M.: Certainty and Uncertainty in radiation research. The 1995 Lauriston S. Taylor Lecture. *Health Physics* 69, pp.446-453, 1995
[17] Margolis, H.: Dealing with Risk: Why the Public and the Experts Disagree on Environmental Issues. Univ. of Chicago Press, Chicago IL, 1996
[18] Brooks, H.: Expertise and Politics: Problems and Tensions. *Proceedings of the American Philosophical Society* 119, p.259, 1975
[19] Vgl. Formaini, R.: The Myth of Scientific Public Policy. Transaction Pub., New Brunswick, 1990
[20] Zusammenfassung in: Peters, H.P.; Deisenroth, H.: Massenmedien und Technikakzeptanz. Inhalte und Wirkungen der Medienberichterstattung über Technik, Umwelt und Risiken, in: Forschungszentrum Jülich, Arbeiten zur Risikokommunikation, Heft 50, Jülich, 1995
[21] Koren, G.; Klein, N.: Bias Against Negative Studies in Newspaper Reports of Medical Research. *Journal of American Medical Association* 266, 1991
[22] Müller-Ullrich, B.: Medienmärchen — Gesinnungstäter im Journalismus. Karl Blessing Vlg., München, 1996
[23] Kates, R.W.: Risk Assessment of Environmental Hazard. SCOPE Report No. 8, International Council of Scientific Unions, Scientific Committee on Problems of the Environment, Paris, 1976
[24] Edwards, B.: With Liberty and Environmental Justice for All: The Emergence and Challenge of Grassroots Environmentalism in the United States, in: Taylor, B.R. (ed.): Ecological Resistance Movements. State Univ. of New York Press, New York, 1995
[25] Luhmann, N.: Gefahr oder Risiko, Solidarität oder Konflikt, in: Königswieser, R.; Haller, M.; Maas, P.; Jarmai, H. (eds.): Risiko-Dialog: Zukunft ohne Harmonieformel. Deutscher Instituts-Verlag, Köln, 1996
[26] Sjöberg, L.; Drottz-Sjöberg, B.M.: Risk Perception, in: IAEA (International Atomic Energy Agency), Radiation and Society: Comprehending Radiation Risk. Proceedings Paris 14-28 Oct. 1994, Vol.1, A Report to the IAEA by Riskkollegiet (Swedish Risk Academy), IAEA, Vienna, 1994
[27] Rubin, C.T.: The Green Crusade. Rethinking the Roots of Environmentalism. Free Press, New York, 1994
[28] Margolis, H.: What's Special about Cancer? In: Ellis, R.J.; Thompson, M. (eds.): Culture Matters. Essays in Honor of Aaron Wildavsky. Westview Press, Boulder CO, 1997
[29] Kahneman, D.; Slovic, P.; Tversky, A. (eds.): Judgment under Uncertainty. Heuristics and Biases. Cambridge University Press, Cambridge MA, 1982
[30] Tschurlovits, M.: Gesichtspunkte zu einer rationalen Darstellung des Risikopotentials bei Abfalllagerung, diese Tagung

AKTUALISIERUNG DER FACHKUNDE UND „ENTSORGUNGSPROBLEME“

Barbara Stolze
Landesanstalt für Personendosimetrie un
und Strahlenschutzausbildung (LPS)

1. Unsere Erfahrungen mit Aktualisierungskursen

Die LPS hat seit dem In-Kraft-Treten der Strahlenschutzverordnung 2001 etwa 1000 Kursteilnehmer in entsprechenden Aktualisierungskursen für medizinische und technische Anwendungsgebiete ionisierender Strahlung unterrichtet. Nach Novellierung der Röntgenverordnung 2002 waren es etwa 1200 Kursteilnehmer medizinischer und technischer Anwendungsgebiete, die einen Kurs zur Aktualisierung der Fachkunde nach Röntgenverordnung besuchten.
Die Differenzierung der Kursinhalte nach Anwendungsgebieten unter Berücksichtigung der jeweils speziellen Probleme des Strahlenschutzes wurde ständig verbessert. In guter Zusammenarbeit mit unserer zuständigen Behörde (Landesamt fürArbeitsschutz, Gesundheitsschutz und technische Sicherheit Berlin) wurden diese Veränderungen angezeigt und anerkannt.

Der zeitliche Umfang der Aktualisierungskurse ist bekanntlich sehr begrenzt. Er muss nahezu vollständig für etwas Wiederholung und zur Vermittlung des aktuell neuen Wissens verwendet werden. Es bleibt kaum Zeit für Demonstrationen oder Übungen.

Effektive Kurse für den Kursteilnehmer:

Es gibt Themen, die einer Falldiskussion oder praktischen Übung bedürfen, um vom Kursteilnehmer am eigenen betrieblichen Wirkungsort konkret umgesetzt werden zu können. Kurse von längerer Dauer anzubieten, ohne dass es vorgeschrieben ist, hätte vermutlich zur Folge, dass nur noch wenige interessierte Teilnehmer diese Kurse besuchen. Damit wäre das Anliegen der Aktualisierung verfehlt. Das unbedingt in Fachkunderichtlinien geforderte Zeitlimit soll eingehalten werden, sonst geht man woanders zum Kurs. Leider hält sich der Wissensdrang im Strahlenschutz bei der Mehrzahl der Anwender in Grenzen. Der gesetzlichen Pflicht der Aktualisierung mit möglichst geringem zeitlichem und finanziellem Aufwand zu entsprechen, ist vorherrschend.

Wir dürfen andererseits nicht vergessen, dass vielerorts bei den Anwendungen ionisierender Strahlung zwar der Strahlenschutz zu beachten ist, aber nicht unbedingt den „Lebensinhalt“ der Anwender ausmacht. Trotz des Ausstiegs aus der friedlichen Anwendung der Kernenergie verfügt Deutschland über ein gutes Regelwerk im Strahlenschutz.
(Immerhin wurde am 14. Februar 2005 in NRW die Genehmigung zur Erweiterung der Urananreicherungsanlage in Gronau von derzeit 1.800 tUTA/a auf 4.500 tUTA/a erteilt !)
Allerdings lässt der Stand der Überarbeitung von Nachfolgebestimmungen und Empfehlungen der Strahlenschutzverordnung und der Röntgenverordnung, wie z.B. einiger DIN, zu wünschen übrig. Der Stand von Wissenschaft und Technik war schon immer eine Geldfrage und die ist „vorläufig“, wie es scheint, nicht lösbar. Für die Vermittlung praktischer Lösungen im Strahlenschutz muss sich der Dozent in Kursen also etwas Hilfreiches für den Anwender ohne Vorliegen aktueller DIN`s ausdenken.

2. Spezielles zum Thema Freigabe und radioaktive Abfälle in Aktualisierungskursen

Die Freigaberegelungen nach § 29 der Strahlenschutzverordnung sind 4 Jahre nach In-Kraft-Treten der Strahlenschutzverordnung nicht mehr „ganz“ neu. Beim Teilnehmer an Aktualisierungskursen hat gerade dieses Thema großen Aufklärungsbedarf. Dankenswerter Weise hat der AK Entsorgung des FS einen Leitfaden zu diesem Thema in Arbeit, der dem Praktiker eine gute Hilfe sein kann. Er sollte z.B. auch in Aktualisierungskursen angesprochen werden. In einer praktischen Übung oder Diskussion in einem Fallbeispiel könnte in Anlehnung an Erläuterungen des Leitfadens zum Verständnis der Freigaberegelungen das notwendige Wissen anschaulich vermittelt werden. Der in Fachkunderichtlinien vorgegebene Zeitrahmen der Aktualisierungskurse lässt dazu wenig Freiraum. Der Kursteilnehmer will auch nicht länger bleiben, sondern im „normalen“ Zeitlimit alles optimal aufbereitet haben. Das verlangt vom Dozenten eine hohe Effizienz und Konzentration auf das Wesentliche.

So haben wir das Thema Freigabe zunehmend von der Erläuterung der Abfallwirtschaftslogistik in Deutschland befreit und statt dessen ein Beispiel für ein konkretes Freigabeproblem, angefangen vom nuklidspezifischen Sammeln und materialmäßigen Trennen bis zur Berechnung der spezifischen Aktivität der Reststoffe aufgenommen. Der Kursteilnehmer erhält dazu ein schriftliches Kursmaterial.

Anwender kurzlebiger radioaktiver Stoffe haben vor 2001 unter Beachtung der damals nach alter Strahlenschutzverordnung gültigen Werte zur Entsorgung von Reststoffen im Hausmüll die kurzlebigen Radionuklide 10 physikalische Halbwertszeiten „abklingen“ lassen. Auch das erfolgte unter Planung und Abstimmung mit der zuständigen Behörde. Es konnte dann nach Kontrollmessung entsorgt werden.
Da in Aktualisierungskursen insbesondere auf neue Regelungen hingewiesen werden muss (ohne vorhandenes Grundwissen ist eine Aktualisierung sinnlos), sollte der Hinweis, dass für die Einhaltung der nun radionuklidspezifischen Freigabewerte bei manchen Nukliden das Abklingen über 10 physikalische Halbwertszeiten nicht mehr ausreicht, nicht fehlen. Das Berechnen der notwendigen Abklingzeit, um die Werte der uneingeschränkten Freigabe zu unterschreiten, sollte bei der theoretischen Behandlung des Freigabethemas nicht fehlen.

Mögliche Bewertung der spezifischen Aktivität der Reststoffe gemäß Anlage III Tabelle 1 Spalte 5 bzw. Spalte 9 und Entsorgungsweg

PhysikalischeHalbwertszeit	Spezifische Aktivität	Entsorgungsweg
> 100 Tagen	> Wert Spalte 9	Landessammelstelle bzw. Endlager
< 100 Tagen	> Wert Spalte 9	Mit behördlicher Erlaubnis in eigener Einrichtung abklingen lassen unter Wert Spalte 5, Freigabe beantragen
< 100 Tagen	< Wert Spalte 5	Freigabe beantragen
> 100 Tagen	> Wert Spalte 5 aber < Wert Spalte 9	Freigabe zur Beseitigung beantragen

3. Zum Thema „Erfolgskontrolle“

Sowohl die Strahlenschutzverordnung (§ 30) als auch die Röntgenverordnung (18a) verlangen alle fünf Jahre die Aktualisierung der Fachkunde durch ***erfolgreiche Teilnahme*** an einer von der zuständigen Stelle anerkannten Fortbildungsmaßnahme.

Die einzelnen Bundesländer verstehen unter dem Nachweis der erfolgreichen Teilnahme unterschiedliche Formen. Die schriftliche Prüfung ist anscheinend die häufigste Form der Kenntnisüberprüfung, die mit dem Wort „erfolgreich“ verbunden wird. Der Erfolg der Wissenswiederholung und Neuvermittlung lässt sich mit einem ausgefüllten Fragenzettel schnell, einfach und archivierbar nachweisen.
Diese Art Erfolgskontrolle ist inhaltlich sehr begrenzt und nicht unbedingt für die weitere Tätigkeit des Strahlenschutzbeauftragten als Schub für einen danach besseren aktuellen Strahlenschutz zu sehen. Die Frage, ob dieser Kenntnisnachweis ein Qualitätsmerkmal des Strahlenschutzbeauftragten, vielleicht sogar des Strahlenschutzes in seiner Einrichtung ist, erscheint fragwürdig.
Es ist zu überlegen, ob es berechtigt ist, sich nach nicht bestandener Prüfung eines Aktualisierungskurses vom Strahlenschutzbeauftragten zu trennen. Unsere Prüfungsordnung gibt vor, dass die erreichte Punktzahl mindestens 70 % der Gesamtpunktzahl betragen muss. Zwischen 50 und 70 % erfolgt eine Nachprüfung, unter 50 % ist der Kurs zu wiederholen.
Immerhin sind es in ihrem Beruf gestandene, oft langjährig tätige Kursteilnehmer. Die Frage nach der Bedeutung einer solchen schriftlichen Kenntnisüberprüfung führt immer wieder unter Interessierten zu Diskussionen. Natürlich gibt es Befürworter anderer Formen der Erfolgskontrolle.
Die anwendungsspezifische Falldiskussion ist für den Kursveranstalter aufwendiger als eine schriftliche Multiple-Choice-Prüfung. Für den Kursteilnehmer bringt sie mehr Chance, sein praktisch anzuwendendes Strahlenschutzwissen in der Diskussion aufzufrischen und zu aktualisieren. Er geht vielleicht anschließend mit dem Willen der „Verfolgung einer neuen Strahlenschutzspur“ nach Hause. Das hätte die gewünschte Änderung des praktischen Strahlenschutzes im Sinne der Aktualisierung und Verbesserung zur Folge.

Es wäre möglich, dem Kursveranstalter die **Form der Erfolgskontrolle** zu überlassen. Die Anwender besuchen in großer Zahl Aktualisierungskurse. Da scheint der schriftliche Kenntnisnachweis organisatorisch die einzige vernünftige Möglichkeit der Erfolgskontrolle zu sein. Im Bereich der technischen Anwendung radioaktiver Stoffe oder des Betreibens von Röntgeneinrichtungen kann die anwendungsspezifische Falldiskussion die bessere Form sein, einen Aktualisierungskurs ***für den Anwender erfolgreich*** zu gestalten. Um dieses Anliegen geht es an erster Stelle.

Die kritische Überprüfung der Kursanbieter im Rahmen der Kursanerkennung ist dabei jedoch unerlässlich. Kriterien dafür bietet die Fachkunderichtlinie-Technik-Strahlenschutzverordnung, die für alle Anwendungsgebiete ionisierender Strahlung gültig sein könnten. Wir haben doch die Möglichkeiten für eine effiziente Aktualisierung des Strahlenschutzwissens der Fachkundigen.

GESICHTSPUNKTE ZU EINER RATIONALEN ERFASSUNG DES RISIKOPOTENTIALS BEI ABFALLLAGERUNG

AN APPROACH TO A RATIONAL ASSESSMENT OF THE RISK POTENTIAL IN WASTE DISPOSAL

Manfred Tschurlovits

Atominstitut der Österreichischen Universitäten
Technische Universität Wien
Wien, Österreich

Zusammenfassung — Für die Erfassung des möglichen Risikos durch ionisierende Strahlung im Fall der Lagerung radioaktiver Abfälle liegen etablierte Modelle und Konzepte vor. Die Unsicherheit der Voraussagen wird aufgrund der vielen anzuwendenden Parameter groß sein. Zur Verringerung der Unsicherheit müssen rationale Gesichtspunkte eingebracht werden, um zu tragfähigen Aussagen zu gelangen. Hier soll einige Überlegungen zur Bestimmung des radiologischen Dosispotentials diskutiert werden, die zur Verbesserung der Aussagekraft führen könnten. Das bestehende Konzept des dose commitment wird auf seine Anwendbarkeit und seine Grenzen untersucht. Auf die Bedeutung der Integrationsgrenzen und der verschiedenen Belastungspfade wird eingegangen.

Summary — The assessment of the potential risk associated with disposal of radioactive material is based upon established concepts. The uncertainty of these predications will be large due to a large number of parameters. A substantial reduction of the uncertainty can be achieved by implementation of rational parameters. The existing concept of dose commitment is investigated for its applicability. The importance of some integration parameters and of different pathways is discussed

Schlüsselwörter *— zukünftige Dosis, zeitliche Verteilung der Dosis, Integrationsgrenzen*
Keywords *— dose commitment, temporal dose distribution, integration parameters*

1. Allgemeines

Überlegungen im Zusammenhang mit der Lagerung radioaktiver Abfälle sind auf vielen Ebenen durchzuführen. Hier soll nur Aspekte diskutiert werden, die in einer rationalen Anwendung der bestehende Konzepte für die Abschätzung der Dosis eingehen müssen. Diese Werte stellen dann die Basis dar, die für die Übermittlung [1] des möglichen Risikos durch ionisierende Strahlung, die ja nur auf einer fundierten Abschätzung der Dosis beruhen kann, herangezogen werden.
In diese Konzepte hat aber einzufliessen, welche Modelle zur Erfassung der Dosis angewendet werden sollen. Dies erfordert wiederum die Festlegung der Eigenschaften dieser Modelle, wobei ein Optimierung zwischen realistischen Vorausetzungen, Modelltransparenz und Validierbarkeit anzustreben ist. Die Basisüberlegungen sind etabliert und überschaubar, die Wahl der Modelle als auch die Wahl der Parameter und der Randbedingungen nicht vollständig etabliert. Diese Festlegungen sind aber wichtig, um nicht noch zusätzliche Elemente in die schon von vornherein mit grossen Unsicherheiten behafteten Überlegungen einzubringen. Es sollen hier einige allgemeineAspekte im Zusammenhang mit der Wahl der

Modelle, Berücksichtigung von kritischen und unkritischen Parametern und von Unsicherheiten diskutiert werden, um den Ansprüchen und den Erfordernissen zu genügen, um Möglichkeiten von Verbesserungen aufzeigen zu können.

2. Modelle im Strahlenschutz

Modelle werden im praktischen Strahlenschutz nicht immer hoch geachtet, weil oft eine unmittelbare Verifizierung als unabdingbar für die Glaubhaftigkeit angesehen wird, diese aber oft grundsätzlich nicht durchgeführt werden kann. Es soll hier vorerst an einem sehr einfachen und gut bekannten Modell demonstriert werden, dass Modellrechnungen eine hohe Zuverlässigkeit haben, wenn die primären Eigenschaften und die Randbedingungen nicht überbeansprucht werden. Weiters wird gezeigt, dass auch schon einfache Modelle eine Reihe von Annahmen enthalten, die neben variablen Grössen zu Unsicherheiten oder zu Verzerrungen des Ergebnisses führen können.
Das einfachste Modell im Strahlenschutz zur Schätzung der Dosis zum Abschätzung einer Wertes (1) oder zum Nachweis der Einhaltung eines vorgegebenen Wertes (z.B eines Grenzwertes (2)) geht von einem Zahlenwert der Dosisleistung aus, der entweder errechnet oder gemessen sein kann, und von der Anwendung der Beziehung:

$$E\ [\mu Sv] = \dot{H}^*(10)\ [\mu Sv/h] \,.\, t\ [h] \quad (1)$$

$$E\ [\mu Sv] \leq \dot{H}^*(10)\ [\mu Sv/h] \,.\, t\ [h] \quad (2)$$

wobei für beide Varianten unterschiedliche Bedingungen in Hinblick auf die Unsicherheit des Ergebnisses gelten [2] müssen. $\dot{H}^*(10)$ ist am betrachteten Ort gemessen und definitionsgemäss eine konservative Näherung für die Limitgrösse $\dot{E}$. Das Ergebnis für E ist daher eine konservative Schätzung.
Das ist weitverbreitetes Strahlenschutzbasiswissen, kann aber zur Beweisführung herangezogen werden, dass die Anwendung von Modellen auch auf der Basis von einfachen Rechenoperationen möglich ist.
Zur Beurteilung der Eigenschaften des Ergebnisses ist aber zu berücksichtigen, dass eine Reihe von Vereinfachungen und Annahmen dahinterstehen:

- Es liegt äußere Exposition vor.
- Die Exposition ist nur auf diesen Belastungspfad beschränkt.
- Die Dosisleistung ist errechenbar oder messbar.
- Die Zeitspanne t ist gut definiert.
- Die gemessene Dosisleistung ist konstant innerhalb der Zeitspanne t.
- Der Hintergrund ist im Messergebnis berücksichtigt.

Weiters ist aber noch zu berücksichtigen:

- Die Dosisleistung weist eine (Mess-)Unsicherheit auf.
- Die Schätzung der Zeit ist mit einer Unsicherheit verbunden. Bei Anwendung der vollen Zeitspanne ist das Ergebnis ist eine überkonservative Schätzung einer Personendosis, weil sich eine Person wohl nicht die volle Zeitspanne an einem Ort aufhält.

Auch bei gut definierten oben angeführten Bedingungen ist das Ergebnis ist die Dosis an einem *Ort*, ein Ort ist kein zu schützendes Objekt, die Dosislimits sind aber immer auf eine *Person* bezogen. Die Ortsdosis stellt daher einen mit grosser Unsicherheit behafteten eher unrealistischen Wert einer Personendosis dar, dessen Unsicherheit auch durch Verringerung der Unsicherheit der Dosisleistung wenig geändert wird. Für eine bessere Fundierung der Aussage ist aber noch die Unsicherheit der Parameter zu berücksichtigen, wobei die

akzeptierbare Unsicherheit des Ergebnisses (unter Berücksichtigung der Fehlerfortpflanzung) von der Problemstellung und dem Ergebnis selbst abhängt. Wenn die Eingangsgrössen gleichartiger Natur sind, hat das Ergebnis die gleichen Eigenschaften. Wenn diese Grössen unterschiedlichen Ursprung haben (gemessen als Messgrösse, errechnet als Limitgrösse, hochgerechnet, gut bekannt, angenommen), ist die Natur des Ergebnisses nicht mehr so eindeutig, und es kommt der Unsicherheit der Parameter und der akzeptierbaren Unsicherheit des Ergebnisses grosse Bedeutung zu. Annahmen werden meist überkonservativ getroffen und die Zahlenwerte der Annahmen meist ohne Empfindlichkeitsanalyse linear exekutiert. Die Qualität der Aussage hängt naturgemäß von der Qualität der Parameter (Absolutwert und Unsicherheit) ab, wobei bisher meist nur der absolute Wert berücksichtigt wird. Dies ist besonders dann von Bedeutung, wenn das Ergebnis zum Nachweis der Einhaltung von limitierenden Werten liegt. Das Modell ist aber aufgrund der einfachen linearen Beziehung einfach, und eine Empfindlichkeits analyse wird wenig erbringen [3, 4].

3. Dosisvoraussagen bei Abfallagerung

Bei Dosisschätzungen für Langzeitlagerung von radioaktivem Abfall trifft keine der oben angeführten Vereinfachungen zu, sondern es ist sind noch zusätzlich eine Reihe von Aspekten zu berücksichtigen, die naturgemäss die Unsicherheit der Aussage erhöhen.

- Ziel der Überlegungen wird keine Individualdosis mehr sein, sondern die Dosis in einer Gruppe (kritische Gruppe).
- Belastungspfade: Es liegen eine Anzahl von verschiedenen Belastungspfaden durch innere und äußere Exposition vor.
- Die innere Exposition erfolgt durch verschiedene Radionuklide und daher unter verschiedenen Bedingungen.
- Es liegen daher eine Vielzahl von kritische Gruppen vor.
- Diese Gruppen können zeitlich (durch verschiedene Radionuklide) oder örtlich (lokal bei äußerer Exposition, regional oder global bei innererer Exposition) sein.
- Diese kritische Gruppen sind über den betrachteten Zeitraum nicht identisch.
- Der Zeitablauf der für die Dosis relevanten Grösse (Dosis pro Jahr oder jährliche Zufuhrrate) für einen Zeitpunkt t hängt von der Eigenschaften der Quelle und von den Eigenschafter der Lagestelle ab.
- Die für die Dosis relevante Grösse für einen Zeitpunkt t an der betrachteten Stelle ist möglicherweise vorhersagbar, aber einer Messung nicht zugänglich.
- Der Zeitraum der Wirksamkeit der erhöhten Dosisleistung oder Zufuhrrate ist nicht abschätzbar, aber einer Messung nicht zugänglich.
- Alle Parameter wie der Hintergrund sind mit Variabilität und Unsicherheit behaftet.
- Bei Gemischen hängt die Bedeutung der einzelnen Radionuklide von den Randbedingungen ab.
- Dosisbeiträge viel kleiner als die Variabilität des natürlichen Hintergrundes sind sinnvollerweise nicht mehr zu berücksichtigen.

4. Lösungsmöglichkeiten

4.1 Dose commitment

Meist wird das „dose commitment“ als $\int_0^\infty \dot{D}dt$, also durch Integration über einer meist fiktive „per caput“ Dosisleistung, die durch eine spezifizierte Vorgangsweise (wie zum Beispiel

Freisetzung einer Aktivität) beschrieben. Das Konzept des „dose commitment“ trägt dem immer vorhandenen Background nicht Rechnung, sondern integriert über vernachlässigbare Dosisbeiträge bis in die Unendlichkeit.
Die Fläche unter der Kurve stellt das Maß dar, das für die Dosis wirksam sein kann. Die Festlegung der Dosis mit dieser Größe ist einfach, stellt aber meist eine wesentliche Überschätzung des Potentials dar.

Alternativ wäre für innere Strahlenbelastung $\sum_l \sum_i k_{i,l} \int_0^\infty A_i dt$ dem Wert für das dose commitment proportional, wobei i … Radionuklid, $k_{i,l}$ ... Konversionsfaktor für das entsprechende Radionuklid [Sv.Bq^{-1}] für Belastungspfad l.
Erweiterte Konzepte wie: „collective dose commitment“ [5] berücksichtigen noch eine zeitabhängige Abzahl von exponierten Personen, ebenso in ähnlicher Form die Größe „environmental radiation dose commitment“ [6].

4.2 Wahl der Parameter und Einschränkungen

4.2.1 Beginn der Integration:

Der Beginn der Integration hat mit dem Zeitpunkt *t* zu beginnen, in dem der radioaktive Stoff in der Biosphäre wirksam werden, also eine Dosis verursachen kann. Das Konzept war nur dafür vorgesehen, verschiedene Alternativen (z.B. Aktivitätsfreisetzungen nach verschiedenen Rückhaltezeiten, also zu verschiedenen Zeitpunkten t_1 und t_2) in Relation zu setzen, weil dabei nur Wert des Integrals zwischen t_1 und t_2 zum Tragen kommt und der Wert des Integrals bis unendlich aus der Rechnung herausfällt [5]

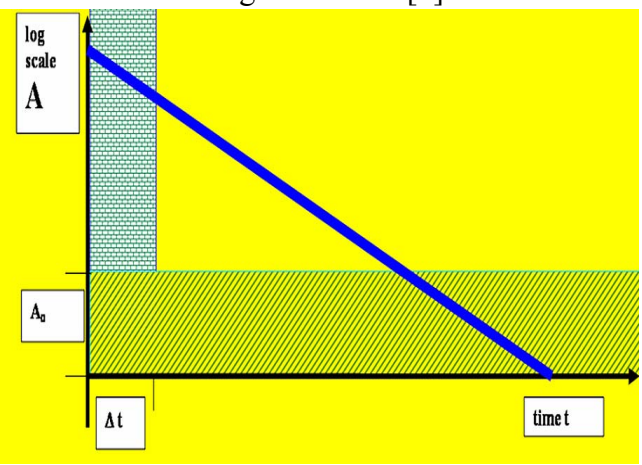


Abb. 1: Bedeutung der Integrationsgrenzen dose commitment

Die Kurve stellt den Zerfall eines Radionuklids dar. Bei Gemischen ist dann eine Summation über die Radionuklide vorzunehmen. Zur besseren Darstellbarkeit der Integrationsparameter wurde hier eine halblogarithmische Darstellung gewählt. In Abbildung 1 sind folgende Möglichkeiten dargestellt:
a) Unmittelbare Freisetzung, t = 0
Im Fall einer unmittelbaren Freisetzung in die Biosphäre hat die Integration bei t = 0 zu beginnen und das dose commitment ist der volle Bereich unter der Zerfallskurve

$$\int_0^{\infty} \dot{D} dt$$

Ein Beispiel für diesen Fall sind flüssige Aktivitätsfreisetzungen von La Hague http://www.cogema.com, oder Sellafield http://www.sellafield.com.

b) Freisetzung nach Retention nach Δt:
Wenn radioaktive Stoffe in Behältnissen oder in einer stabilen Matrix der Lagerung zugeführt werden, ist es unrealistisch, die Integration bei Null zu beginnen. Der Eintritt in die Biospäre tritt erst nach einer bestimmten Zeitspanne $\Delta t = 0$ bis t auf. Es gilt daher:

$$\int_t^{\infty} \dot{D} dt$$

Es kann also ein Teil der Aktivität eingeschlossen im Behältnis zerfallen, und die Integration beginnt bei Eintritt in die Biosphäre nach dem Zeitpunktintervall Δt. Es wird daher bei Radionukliden mit kurzer und mitterer Halbwertszeit eine sehr grosse Reduktionen des Gefährdungspotentials zu erwarten sein. Der nicht wirksame Bereich Δt ist in Abb 1 gerastert dargestellt.

4.2.2 Begrenzung des Integrationszeitraumes

Die pragmatische Abwendung dieses Konzepts, also Integration (von 0 oder t) bis ∞ führt zu skurrilen Ergebnissen, da das Modell dafür offenbar nicht vorgesehen war und auch nicht anwendbar ist. Ein Beispiel für eine solche Anwendung des dose commitments führt zu dem schwer nachvollziehbarem Schluss, dass ^{14}C 99,08 % der Dosis von atmosphärischen Kernbombentest verursacht, wobei 87,4 % vom Jahr 2200 bis in die Unendlichkeit entstehen [7], siehe auch[1]. Es ist daher der Vorgabe des Integrationszeitraumes bei einer bestimmten Aktivitätskonzentration (z.B. der natürlichen Radionuklide oder deren Schwankungsbreite) im betrachteten Medium zu begrenzen (truncated). Der in der Rechnung nicht zu berücksichtigende Beitrag ist in Abb. 1 schraffiert dargestellt. Die Rechtfertigung dieser Vorgangsweise ist auch durch 4.3 unterstrichen.

4.3 Bedeutung der Dosis-Wirkungsbeziehung

Das Konzept des dose commitment beruht auf dem Modell der LNT-Dosis-Wirkungs-beziehung und es sind daher auch (siehe Beispiel C-14) kleinste Dosisbeiträge zu berücksichtigen. Neuere Entwicklungen der Strahlenschutzkonzepte [8] definieren als „bands of concern" Dosisbereiche in Termen des natürlichen Hintergrunds mit Risikobereichen, und die unteren Kategorien liegen bei 0,01 x normal als „negligible" und >0,1 x normal als „low". Dieses Konzept geht von einem „mittleren" Hintergrund aus, der aber bekanntlich überall eine große Variabilität aufweist. Diese führt zu dem Schluss, dass auf jeden Fall ein Dosisbereich von 1/10 bis 1/100 des Hintergrunds weit innerhalb dieser Variabilität und daher im Bereich vernachlässigbarer Werte liegt. Es ist daher in der Abbildung bei etwa diesen Werten abzuschneiden, wodurch die Wert des Integrals durch die Nichtberücksichtigung der

[1] A.D.Sakharov kommt in "Soviet journal Atomic Energy 4 (1958): *Radioactive Carbon from Nuclear explosions and Nonthreshold biological effects*, übersetzt reproduziert in Science & Global Security 1990 Vol 1 pp175ff für eine Bombe mit 1 MT durch das freigesetzte C-14 zu 6600 Todesfällen in 8000 Jahren.

vernachlässigbaren Dosisbeiträge ganz andere Werte annimmt des gesamten Background abzuschneiden ist.

4.4 Kollektivdosis

Diese Grösse ist definiert als

$$\boxed{\sum_i D_i}$$

als die Summe der Individualdosen der Mitglieder *i* einer Bevölkerung. Wenn die Exposition länger als ein Jahr dauert, ist über die Zeit zu integrieren (siehe 4.1).

4.5 Bedeutung von Retention

Retention in Materialien (Gesteinen) wirkt sich rechnerisch als verzögerter Transport aus. Damit erfolgt eine längere Aufenthaltsdauer und schliesslich [9] als stärkeres Abklingen in Gesteinsformationen.

5. Diskussion der Konzepte

Das Konzept des dose commitment ist sicherlich für die Schätzung der zukünftigen Dosen heranzuziehen. Die oben gezeigten Einschränkungen sind erforderlich, um zu rationalen Ergebnissen zu kommen.
Nach der derzeit vorliegenden Entwicklung kommt noch Berücksichtigung der Dosen Heute kommen noch nichtmenschliche Fauna und Flora[10] dazu. Ob das Konzept der Kollektivdosis in der bestehenden Form aufrecht bleibt, wird die Entwicklung zeigen [8]. Aufgrund der großen Unsicherheit und Variabilität sind die kritischen Gruppen durch statistische Methoden festzulegen.

6. Literaturverzeichnis

[1] Taghizadeghan, R., Tschurlovits, M.: Risikowahrnehmung und Kommunikations-strategien bei der Entsorgung radioaktiver Stoffe, diese Tagung
[2] ÖNORM S 5255-1 Messunsicherheiten und Grenzwerte im Strahlenschutz - Teil 1: Grundlagen
[3] Tschurlovits, M.: Wechselwirkung zwischen Modelleigenschaften und Anwendungs-bereich, Tagungsbericht der 34. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V. Seeon, April 2002, p. 593
[4] ÖNORM S 5250-1 Zählstatistische Aspekte bei Radioaktivitätsmessungen
[5] Beninson, D.: personal communication 1974
[6] Environmental Dose commitment EPA-520/4-73-002 (1974)
[7] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) Report 2000, p.227
[8) Clarke, R.: Changing philosophy in ICRP: the evolution of protection ethics and principles. Int. J. of Low Radiation, Vol. 1, No. 1, 2003, 39
[9] Beninson, D.: personal communication 1977
[10] ICRP Publication 91: A framework for Assessing the impact of ionizing radiation on Non-human species. Annals of the ICRP 33(2003) Nr. 3

VERANTWORTUNG, MITVERANTWORTUNG UND ZUKUNFTSVERANTWORTUNG IM STRAHLENSCHUTZ UND DIE FRAGE DER ENDLAGERUNG

RESPONSIBILITY, CORESPONSIBILITY AND RESPONSIBILITY TO THE FUTURE IN RADIATION PROTECTION AND THE QUESTION OF FINAL DISPOSAL

R. Gellermann[1]

[1]Schwülper, Deutschland

Zusammenfassung *— Ausgehend von philosophischen Begriffen und Konzepten werden thesenhaft Verantwortung, Mitverantwortung und Zukunftsverantwortung von Strahlenschützern diskutiert und darauf aufbauend Schlussfolgerungen für die Frage der Endlagerung abgeleitet.*

Summary *Based on philosophical terms and concepts the responsibility, coresponsibility and responsibility to the future of people working in radiation protection are discussed and some resultant conclusions concerning finals disposal are derived.*

Schlüsselwörter *— Ethik, Verantwortung, Strahlenschutz, Endlagerung*
Keywords *— Ethics, responsibility, radiation protection, final disposal*

1. Einleitung

Der Ethik-Code des Fachverbandes Strahlenschutz fordert als Nr. 1: "*Mitglieder üben ihre fachliche Expertise nach bestem Wissen und im Bewusstsein ihrer Verantwortung aus*" (Diskussionsentwurf, Dezember 2004). Dieser so einleuchtend klingende Satz provoziert bei näherem Hinsehen eine Reihe von Fragen: Was ist die Verantwortung der Strahlenschützer und wie bewusst sind sich die Strahlenschützer dieser Verantwortung? Reicht das „beste Wissen“ und ein gutes Gewissen, um verantwortlich handeln zu können? Wo liegen die Grenzen der „fachlichen Expertise“ von Strahlenschützern und wo beginnen die „*Strahlenschutz-Fragen, für die sie keine besondere Kompetenz besitzen*“? (Code Nr. 6).

Damit der ethische Code nicht leere Satzhülse bleibt, bedarf es der aktiven Auseinandersetzung mit diesen Fragen; eine Auseinandersetzung die, weil auf Philosophie und Ethik aufbauend, die Grenzen des Fachgebietes Strahlenschutz überschreiten muss und offen sein muss für Einsichten und Ansichten dieser, für den Strahlenschützer zumeist abseits liegenden Disziplinen.

Im Beitrag werden in 5 Thesen einige Aspekte dieses Themas andiskutiert. Eine vertiefende Betrachtung sprengt den hier einzuhaltenden Rahmen.

2. Thesen

2.1 Verantwortung und die Grenzen der Verantwortung

Der philosophische Begriff der Verantwortung beschreibt die Zuständigkeit des Menschen (eines Subjekts) für sein Handeln (oder Unterlassen) an einem Zustand, Gegenstand oder Ereignis (einem Objekt) im Rahmen eines gesellschaftlichen Beziehungsgeflechtes, in dem der Handelnde die Folgen seines Handelns vor einer Instanz, die dazu die Autorität besitzt, ggf. rechtfertigen muss. Diese konventionelle Verantwortung ist individuell zurechenbar und wird Einzelpersonen im Rahmen spezieller institutioneller oder gesellschaftlicher Rollen zugesprochen. Ihre Wahrnehmung setzt Handlungsmöglichkeiten („Freiheit“) des Menschen bei seinem Handlungsentschluss aber auch (verletzbare) Handlungsnomen als Bewertungsmaßstab der „Instanz“ voraus.

Generell macht die Bindung an Bezugsinstanzen die "konventionelle Verantwortung" aber anfällig für die faktisch mögliche Erosion eben dieser Bezugsinstanzen und auch kurzsichtig angesichts neuer Verantwortungsaufgaben [1]. Für die Verantwortung des Strahlenschützers oder Kerntechnikers bedeutet dies, das Wahrnehmung von Verantwortung zwar notwendig für das Funktionieren der Kerntechnik ist, sie ist aber nicht hinreichend, um Sicherheit in der Kerntechnik unter allen Umständen zu gewährleisten. Die Verantwortung versagt, zumindest wenn man es nicht bezogen auf eine konkrete Person, sondern die gesamte Gruppe der im Strahlenschutz Verantwortung Tragenden bezieht, wenn die gesellschaftlichen Strukturen auf denen sie aufbaut zusammenbrechen oder versagen [2]. In Zeiten, in denen Sozialwissenschaftler begründet darauf aufmerksam machen, dass die absehbare demografische Entwicklung Deutschlands zu schweren gesellschaftlichen Problemen führen kann, ist das Versprechen einer nachhaltigen Sicherheit, eines langfristig gefahrlosen Funktionierens der Kerntechnik und des Strahlenschutzes niemals mehr als eine rhetorische Floskel.

2.2 Verantwortung für den Erfolg des Moralischen: Pflichten und Rechte der Mitverantwortung

Die Verantwortung und auch die darüber hinaus gehende post-konventionelle Verantwortung vor „höheren Instanzen oder Prinzipien“, als Gewissensentscheid des Einzelnen in kritischen Situationen moralisch wertvoll, hilft nicht weiter, wenn es um den „*Erfolg des Moralischen in der realen, vielfach non-moralischen, institutionell und individuell eigensüchtigen gesellschaftlichen Welt der Selbstbehauptung*“ [3] geht, da Verantwortung zwar vom Einzelnen erhofft, nicht aber von einer größeren gesellschaftlichen Gruppe erwartet werden kann. Das Mitwirken am Erfolg des Moralischen bedarf deshalb des Mitwirkens Vieler. Die kollektive Urheberschaft ökologischer und sozialer Folgen menschlicher Aktivitäten, die durch Wissenschaft und Technik gestützt, teils ökonomisch motiviert und systemisch vernetzt sind, schließt eine unmittelbare personale Zurechnung von Verantwortung aus. Von Apel wurde daher die Mitverantwortung als spezielle Kategorie der Verantwortung in die Ethik eingeführt, begründet und angewandt.

Mitverantwortung bedeutet für den Strahlenschützer:

- Die Pflicht zum Mitwirken am gesellschaftlichen Diskurs und das Einbringen der Fachkompetenz in diesen Diskurs.

- Das Recht, für diese Fachkompetenz ein besonderes Gewicht bei allen Fragen und Entscheidungen einzufordern, die unmittelbar durch diese Fachkompetenz abgedeckt werden (z.B. Analyse von Kausalketten in naturwissenschaftlich-technischen Bereich).
- Die Pflicht, sich Klarheit über die Grenzen seiner Fachkompetenz zu verschaffen und bei allen Fragen, die jenseits dieser Kompetenz liegen, seine Meinung als Laie auch in jene Fragen einzubringen, die vom Inhalt her mit Strahlung und Strahlenfolgen zu tun haben.
- Das Recht der Anderen zu akzeptieren, abweichende Meinungen bei Bewertung von Sachverhalten, bei der Festsetzung von Werten/Normen und bei der Diskussion über die Folgen technischen Handelns (Zukunftsverantwortung) einzubringen.

2.3 Zukunftsverantwortung und die Grenzen der Fachkompetenz im Strahlenschutz

Der klassische philosophische Ansatz für „gutes“ Handeln ist der Kategorische Imperativ nach Kant: „*Handle so, dass die Maxime deines Wollens jederzeit zugleich als Prinzip einer allgemeinen Gesetzgebung gelten könne.*“ Dieser Imperativ heißt „kategorisch“ da er eine Handlung als für sich selbst, ohne Beziehung auf einen anderen Zweck, als objektiv-notwendig vorstellt. Er gibt eine stringente Vorgabe für „gutes“ Handeln, ohne allerdings die Prinzipen einer allgemeinen Gesetzgebung in Hinblick auf die Wirkungen moderner Technik auszuleuchten. Letzteren Aspekt untersuchte erst Hans Jonas in seinem Buch „Das Prinzip Verantwortung“ [4]. Jonas geht davon aus, dass Technik Ausübung menschlicher Macht ist und damit als Form menschlichen Handelns moralischer Prüfung unterliegen muss. Moderne Technik ist nach Jonas ein Bereich, in dem „*die gute Intention allein durch die schiere Größe der Macht in negative Folgen umschlagen kann, zumal die Langfristigkeit der Auswirkungen grundsätzliches Kennzeichen der Technik ist*“. Ethisch verantwortliches Handeln in Bezug auf Technik und Technologien muss deshalb auch die Folgen, die aus der Entwicklung dieser Technik resultieren können, in die Bewertung einbeziehen, denn die „*Zukunft ist in keinem Gremium vertreten, sie hat keine Kraft, die ihr Gewicht in die Waagschale werfen kann. Das Nichtexistente hat keine Lobby und die Ungeborenen sind machtlos. Somit hat die ihnen geschuldete Rechenschaft vorerst noch keine politische Realität im gegenwärtigen Entscheidungsprozess hinter sich, und wenn sie sie einfordern können, sind wir, die Schuldigen, nicht mehr da.*“

Projiziert man diese Zukunftsverantwortung auf die Kerntechnik als das zentrale Streitobjekt des Strahlenschutzes, so ist festzustellen, dass Strahlenschützer als Personen keinesfalls besser in der Lage sind, die politischen Dimensionen und Folgen „ihrer Technologie“ einzuschätzen als Schmetterlingsforscher oder Halbleitertechnologen. Natürlich überblicken sie die technischen Risiken und naturwissenschaftlichen Unsicherheiten der Kerntechnik – mehr oder weniger breit, niemals vollständig und selten objektiv. Das sind aber nicht die Dimensionen, an denen eine politische Entscheidung sich festmacht, oder festmachen sollte. Diese Grenze ihrer Fachkompetenz zu akzeptieren fällt vielen Strahlenschützern sehr schwer.

Zukunftsverantwortung kann sich nicht darin erschöpfen, Langzeitprognosen zu naturwissenschaftlichen Phänomenen aufzustellen und ansonsten davon auszugehen, dass die aktuellen Gesetze und technischen Regeln auch in Zukunft. mehr oder weniger gelten werden. In Zeiten, in denen Kriege wieder zum Mittel „normaler“ Politik zu werden beginnen, ist es die Dimension des Missbrauchs, die stärker als die des Gebrauchs die Risiken der Kerntechnik bestimmt. Ein einziger Missbrauch, auch auf einer Ebene mit begrenztem Primärschaden, wie z.B. ein terroristischer Akt oder ein einzelner militärischer Gebrauch, kann auf der politischen Ebene Konsequenzen nach sich ziehen, die weit über alle Risikoabschätzungen hinaus gehen.

In Anbetracht solcher Bedrohungen muss es zumindest erlaubt sein anzunehmen, dass die hinter einem wie und wo auch immer betriebenen Atomprogramm stehende Technik, die Kerntechnik, eine besondere Technik ist. Dieser besondere Charakter resultiert nicht aus den technischen Parametern oder Risiken von konkreten Anlagen, sondern aus der Rolle dieser Technik in der politischen Welt.

2.4 Verantwortung für die Gesellschaft und der Diskurs der Fachleute

Verantwortung für die Zukunft kann Verantwortung für die Gegenwart nicht ersetzen. Soziale Sicherheit, Wohlstand und politische Stabilität sichern Leben, Lebenserwartung und Lebenserfüllung. Wesentliche Grundlage dieser Errungenschaften war bisher der technische Fortschritt. Auch wenn man über Ausgestaltung des technischen Fortschritts streiten kann, so ist festzustellen, dass auf absehbare Zeit eine sichere Energieversorgung Fundament des wirtschaftlichen und technischen Fortschritts bleibt. Unter diesen Bedingungen kann die politisch Frage auch lauten: Müssen wir Kernenergie gebrauchen, um Wohlstand und eine stabile Gesellschaft zu sichern – oder riskieren wir gesellschaftliche Krisen, die den Missbrauch aller Risikotechnologien zur Folge haben, indem wir auf diese Energie verzichten? Diese Frage hat, wie man sieht nichts mit Strahlenschutz und mit Strahlenrisiken zu tun, ist aber vielleicht die eigentliche zentrale Frage, die irgendwann zu entscheiden ist.

Die gesellschaftliche Diskussion um diese Frage wird derzeit als Stellvertreterkrieg um Sicherheit und Verantwortbarkeit von Kerntechnik geführt. Dabei argumentieren die Beteiligten aus unterschiedlichen Perspektiven: der naturwissenschaftlich – technischen und der interessenorientierten – politischen Perspektive. Da Fachleute stets Bürger und damit politisch denkende / handelnde Personen sind, laufen bei ihnen zwangsläufig beide Aspekte zusammen.

Die Konfusion besteht darin, dass mit gleichen Begriffen geredet aber sehr unterschiedliches gemeint wird. Im politischen Diskurs verhält sich ein politisches Sievert zum physikalischen wie der meteorologische Himmel zum theologischen. Und genau wie der Glaube an die theologischen Himmel moralisch gutes Handeln fördern kann, können die „politischen Sievert“ ein moralisch gutes Ziel im Auge haben. Für die Fachleute kann es aber nicht nur darauf ankommen, das Gute zu wollen, sie müssen auch in der Lage sein, es als solches klar zu benennen. Es ist ihnen, und nur ihnen realistischerweise zuzumuten, sich der Aufgabe – fachliches und politisches Reden zu trennen – zu stellen. Es sollte daher zur Verantwortung der Fachleute gehören, sich deutlicher bei ihren Aussagen bewusst zu machen, ob sie fachlich oder politisch reden bzw. schreiben.

2.5 Endlagerung

Endlagerung stellt in der gesamten technologischen Kette der Kernenergie das sicherste Glied dar. Von den damit verbundenen naturwissenschaftlich oder technisch zu beschreibenden Risiken her ist sie weit sicherer als die meisten anderen modernen Risikotechnologien (incl. konventionelle Abfallwirtschaft). Sie ist dämonisiert als schwächstes Glied in der technologischen Kette, um andere Risiken zu bekämpfen. Solange diese anderen Risiken nicht klar benannt und akzeptiert werden, muss die Endlagerung der Dämon bleiben, vor dem die Bevölkerung sich ängstigt. Anerkennung der Nicht-Verantwortbarkeit von Kernenergie in einer politisch stets unsicheren Welt kann dazu führen, dass über die Endlagerung sachlicher

diskutiert wird. Das ist praktisch nicht zu erwarten, sollte aber trotzdem ausgesprochen werden dürfen.

Das politisch naheliegende Argument, man hätte so eine Technik gar nicht beginnen dürfen, dann wäre auch das Dilemma nicht da – ist zum derzeitigen Zeitpunkt scheinheilig und unethisch.

Vor dem Hintergrund des in den Abschnitten 2.1 bis 2.4 Gesagten stellt sich Endlagerung als eine fundamentale Aufgabe konkreter Dringlichkeit dar. Akzeptiert man die Grenzen der konventionellen und postkonventionellen Verantwortung und die daraus abzuleitenden längerfristigen Risiken auch nur als denkbare Option, dann muss die von individueller Verantwortung befreite Endlagerung radioaktiver Abfälle mit absehbaren Fristen der Umsetzung angegangen und realisiert werden.

Die Mitverantwortung für den Erfolg des Projektes Endlagerung bedeutet für die beteiligten Fachleuten die Mitwirkung am gesellschaftlichen Diskurs und das Einbringen der Fachkompetenz in die Erarbeitung von Standards und Normen einer sicheren Endlagerung. Dabei das Recht der Nichtfachleute und einer eher emotional wertenden Öffentlichkeit zu akzeptieren, abweichende Meinungen bei der Bewertung von Sachverhalten und der Festsetzung von Werten/Normen einzubringen, die nicht naturwissenschaftlich-technisch begründet sind, wird auch weiterhin die Suche nach dem Weg zum Ziel für die Fachleute nicht einfach gestalten. Eines der dabei im Hintergrund schwelenden, ungelösten Probleme besteht darin, die Option der Endlagerung von der Option des Ausbaus von Kernenergie zu trennen. Unabhängig davon, ob wir die Kernenergie befürworten oder ablehnen, wenn wir die Endlagerung wegen der Grenzen unserer Verantwortung als Strahlenschützer und Fachleute für notwendig halten, dürfen damit nicht implizit Fragen der Zukunftsverantwortung beantwortet werden, die aus ethischer Sicht einer gesonderten Diskussion bedürfen.

Da die Frage der Nutzung von Kernenergie eindeutig eine gesellschaftlich-politische Frage ist, stellt sich für die Strahlenschützer die praktische Aufgabe, deutlicher als bisher die politischen und fachlichen Diskussionen zu trennen. Solange sie sich nicht offensiv dieser Aufgabe stellen, werden sie Spielbälle der Entscheidungsträger bleiben. Nur wenn es gelingt, die politische (Zukunfts-)Verantwortung von der individuellen Verantwortung und Mitverantwortung der Fachleute besser abzugrenzen, können Sachverhalte wie Risikovergleiche zwischen Strahlenrisiko und sonstigen Lebensrisiken im gesellschaftlichen Diskurs transparent gemacht werden.

3. Danksagung

Für die kurze aber impulsgebende Einführung in die moderne Ethik danke ich Herrn Jens Peter Brune (FU Berlin).

4. Literaturverzeichnis

[1] J. P. Brune: Menschenwürde und Potentialität. Eine diskusethische Skizze. In: H. Burghardt, H. Gronke (Herausg.) Philosophieren aus dem Diskurs. Würzburg: Königshausen & Neumann, 2002

[2] R. Gellermann: Ethik des Strahlenschutzes - Grundlagen und Grenzen. Strahlenschutzpraxis Heft 3 (2004) S. 50 - 55

[3] D. Böhler: Ethik der Zukunfts- und Lebensverantwortung. Erster Teil: Begründung. In: D. Böhler, J. P. Brune (Hrsg.) Orientierung und Verantwortung. Begegnungen und Auseinandersetzungen mit Hans Jonas. Würzburg: Königshausen & Neuman, 2004

[4] Jonas, H.: Das Prinzip Verantwortung. Versuch einer Ethik für die technologische Zivilisation. Insel Verlag Frankfurt am Main 1979

OBJEKTIVE UMWELTRISIKEN – SUBJEKTIVE RISIKOWAHRNEHMUNG IN DER ÖFFENTLICHKEIT - EIN UNLÖSBARES PROBLEM? BEISPIELHAFTE DARSTELLUNG DIESER DISKREPANZ AN EINEM VERGLEICH DER ENDLAGERUNG RADIOAKTIVER UND CHEMOTOXISCHER ABFÄLLE, VORSCHLÄGE ZU IHRER ÜBERWINDUNG, FRAGE NACH DEREN UMSETZUNG

OBJECTIVE ENVIRONMENTAL RISKS – SUBJECTIVE RISK PERCEPTION IN THE PUBLIC – AN UNSOLVABLE DISCREPANCY? PRESENTATION BY A COMPARISON OF THE FINAL DISPOSAL OF RADIOACTIVE AND CHEMOTOXICAL WASTES, PROPOSALS FOR OVERCOMING THIS PROBLEM, QUESTIONS OF REALIZATION

D. Ehrlich

Seit Juli 2002 in Ruhestand, davor Bundesamt für Strahlenschutz

Zusammenfassung *Es werden die wesentlichen Ergebnisse eines BMU-Forschungsvorhabens zum Vergleich Endlager für radioaktive Abfälle – Untertagedeponien für chemotoxische Abfälle vorgestellt und bewertet hinsichtlich Abfallmengen, Gefährdungspotential, regulatorischen Anforderungen und Deponiesicherheit, Kosten sowie Diskrepanz objektive Risiken – subjektive Risikowahrnehmung. Vorgeschlagene Lösungsmöglichkeiten für eine Überwindung dieser Diskrepanz werden begründet und hinsichtlich ihrer Umsetzung hinterfragt.*

Summary *The main results of a BMU research project are presented, comprising comparisons of quantities of radioactive and chemotoxical wastes, of the respective hazardous potentials, of the regulatory requirements and safety standards, of the costs, and of the discrepancy between objective risk and risk perception in the public.*

Schlüsselwörter *radioaktive und chemotox. Abfälle, Risiko, R. -Wahrnehmung, Diskrepanz*
Keywords *radioactive and chemotoxical wastes, risk, risk perception, discrepancy*

1. Die wesentlichen Ergebnisse des Vergleichs Endlager-Untertagedeponien (UTD) [1,2]

1.1 Abfallmengen

In Deutschland fallen fast 2 Größenordnungen mehr chemotoxische Abfälle zur Lagerung in einer UTD an als radioaktive Abfälle, die für eine Endlagerung vorgesehen sind (Tab. 1).

Tab. 1: Mittlere Abfallmengen in Deutschland pro Jahr

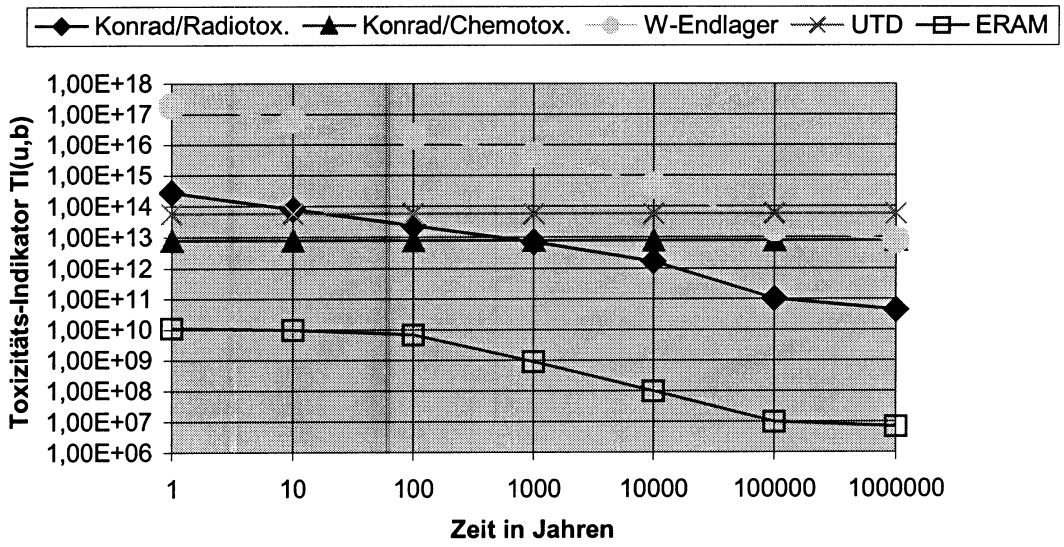
Abfallart	Jahresaufkommen
Stark wärmeentwickelnde radioaktive Abfälle (konditionierte Brennelemente, Sekundärabfälle aus Konditionierungsanlagen und Wiederaufarbeitungsabfälle)	ca. 700 m³/a
Radioaktive Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung	ca. 10.000 m³/a
Chemotoxische Abfälle zur Lagerung in einer UTD	ca. 550.000 t/a

1.2 Gefährdungspotential

Um einen – von Konditionierung/Verpackung und Endlagerstandort unabhängigen – Vergleich des Gefährdungs-Potentials der Abfälle zu ermöglichen, wurden so genannte Toxizitäts-Indikatoren (TI) definiert, die durch Menge und Zusammensetzung der Schadstoffe in den Abfällen in Bezug auf stoffspezifische Toxizitäts-Referenzwerte bestimmt sind (Summe über entsprechende Quotienten). Diese TI sind abfallartenspezifisch und sagen aus, welche maximale Gefährdung von einer Abfallart (bei vollständiger Mobilisierung der Schadstoffe) ausgehen kann. Durch eine Summation über alle in einem befüllten Endlager bzw. einer befüllten UTD gelagerten Abfälle erhält man TI, die sich auf das jeweilige Endlager bzw. die jeweilige UTD im befüllten Zustand beziehen. Je nachdem, welches Szenarium einer Exposition interessiert, ist der Bezug zu inhalations- oder zu ingestionsbezogenen Toxizitäts-Referenzwerten zu wählen. In [1] werden weitere mögliche Definitionen von TI untersucht.
Die TI erlauben keinerlei Aussage über eine reale Gefährdung, da sie keine der technischen und natürlichen Barrieren der Abfälle und der Endlager bzw. UTD berücksichtigen. Umgekehrt lassen sich jedoch aus ihnen die Unterschiede in den Anforderungen an die erforderlichen Barrieren herleiten bzw. beurteilen.
Aus einer Liste von etwa 200 'gefährlichen' in den chemotoxischen Abfällen enthaltenen Stoffen wurde eine Auswahl von 28 Stoffen getroffen, wovon 22 anorganischer und 6 organischer Natur sind. Maßgeblich in gesteinsbildenden Mineralen enthaltene Metalle wurden nicht berücksichtigt. Die Auswahl der Radionuklide bei den radioaktiven Abfällen erfolgte nach dem Kriterium "radiologische Auswirkung" bezüglich der Pfade Ingestion und Inhalation. Es ergab sich eine Liste von 50 Radionukliden. Bei den radioaktiven Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung (Endlager Konrad) wurden außerdem die Angaben zu den chemotoxischen Inhaltsstoffen berücksichtigt.
Hier soll lediglich der TI im Hinblick auf die Langzeitsicherheit interessieren. D.h. es wird eine Schadstoff-Mobilisierung und -Ausbreitung über den Wasserpfad mit anschließender Aufnahme durch die allgemeine Bevölkerung über Ingestion als Langzeitszenario eines Endlagers/einer UTD betrachtet. Als Toxizitäts-Referenzwerte wurden deshalb auf toxikologischen Basisdaten bzw. einer jährlichen effektiven Dosis von 0,3 mSv basierende 'Unbedenklichkeits-Werte' verwendet. Sie entsprechen einer lebenslangen Aufnahme in den Körper über Ingestion ohne gesundheitliche Auswirkungen.
In Abb.1 ist der zeitliche Verlauf des auf diese Weise ermittelten Toxizitäts-Indikators 'Wasserpfad' (in der Abb. 'Toxizitätspotential' genannt) für Endlager und UTD aufgetragen. Die Inventare beruhen auf Angaben des Bundesamtes für Strahlenschutz [Konrad (für wenig Wärme entwickelnde Abfälle), Morsleben, 'W'-Endlager (für stark Wärme entwickelnde Abfälle) entsprechend dem derzeitigen Szenarium der begrenzten Kernenergienutzung] bzw. der Betreiber der UTD Zielitz, Heilbronn und Borth (Hochrechnung von den Mengen der bereits eingelagerten Abfälle). Die nicht dargestellte Bandbreite der UTD-Werte beträgt weniger als eine Größenordnung. Der teilweise Abbau organischer Abfälle wurde nicht berücksichtigt; er ist bei den UTD wegen der relativ geringen Anteile von untergeordneter Bedeutung, bei Konrad erfolgt aufgrund der im Endlager herrschenden Randbedingungen eine relativ rasche Zersetzung.
Die wesentlichen Ergebnisse des zeitlichen Verlaufs der Toxizitäts-Indikatoren TI sind:

- TI(Konrad, radiotox.) liegt während des gesamten betrachteten Zeitraums um ca. 2½ bis 3 Größenordnungen und TI(ERAM) um weitere 4 Größenordnungen unter TI(W-Endlager).
- Bereits nach ca. 100 Jahren ist das Toxizitätspotential (radiotox.) des Endlagers Konrad und nach ca. 100.000 Jahren ist das Toxizitätspotential (radiotox.) eines Endlagers für stark Wärme entwickelnde Abfälle unter das Toxizitätspotential einer UTD gefallen.

Langfristig gesehen sind also – zur Realisierung vergleichbarer Schutzziele – an die Barrieren von Endlagern eher geringere Anforderungen zu stellen als an diejenigen von UTD.



. *Abb.1: Toxizitätspotential der Endlager und Untertagedeponien (UTD)*

1.3 Regulatorische Anforderungen und Deponiesicherheit

Die Genehmigungsverfahren von Untertagedeponien und Endlagern unterscheiden sich formal zunächst wenig voneinander: Für beide Anlagentypen sind Planfeststellungsverfahren einschließlich standortbezogener Sicherheitsanalyse und Umweltverträglichkeitsprüfung sowie bergrechtlicher Genehmigung nach dem Betriebsplanverfahren vorgesehen.
Die relevanten inhaltlichen Unterschiede bestehen, entsprechend der Beschränkung auf das Wirtsgestein Salz, in der Forderung nach "vollständigem Einschluss" der Abfälle bei Untertagedeponien, allerdings ohne genaue Definition dieses Schutzzieles. In der Praxis wird das als eine Art "Nullrisiko" interpretiert und die Möglichkeit eines Barriereversagens als rein hypothetisch betrachtet. Für Endlager dagegen werden, da die Wahl des Wirtsgesteins offen gelassen wird, in Anlehnung an die Grenzwerte der Strahlenschutzverordnung quantitative Auslegungskriterien vorgegeben. Ein "Versagen der Barriere" wird als das Basisszenario dargestellt.
Untertagedeponien haben dem "Stand der Technik" zu genügen, bei Endlagern ist der "Stand von Wissenschaft und Technik" zu berücksichtigen.
Insgesamt ist das praktizierte Niveau der Anforderungen an die Nachweisführung bei Endlagern höher, da hier in der Genehmigungspraxis ein starker Trend zur Quantifizierung zu verzeichnen ist. Das äußert sich u.a. in einer erheblich längeren Dauer des Planfeststellungsverfahrens (Konrad 20 Jahre, Untertagedeponie bis zu 3 Jahren). Zusätzlich werden bei Endlagern viele Annahmen und Randbedingungen, die durchaus wahrscheinlich und sinnvoll sind, weil zahlreiche Befunde dafür sprechen, die aber im naturwissenschaftlichen Sinn nicht eindeutig quantifizierbar oder nachweisbar sind, in Frage gestellt. Beim Sicherheitsnachweis werden dann üblicherweise "konservativ auf der sicheren Seite liegende" Parameter angesetzt.
Bei Untertagedeponien wird der Nachweis des vollständigen Einschlusses, d.h. der Integrität des Salinars, durch einen geotechnischen Nachweis zum Tragverhalten und durch eine geologisch-hydrogeologische Gesamtbewertung des Standortes erbracht. Beim Endlager Konrad erfolgt der Funktionsnachweis der Barriere durch einen quantitativen Nachweis der Schadstoff-

ausbreitung. Zusätzlich werden sog. Sicherheitsindikatoren wie etwa das Alter von Tiefenwässern in die Bewertung einbezogen.
Anforderungen an die chemotoxischen Abfällen resultieren in der Festlegung von groben Abfallkategorien und den zugehörigen Ablagerungsbereichen. Eine Schadstoffbegrenzung für die gesamte Anlage ist nicht festgelegt. Im Gegensatz dazu resultieren die Anforderungen an die radioaktiven Abfälle aus anlagespezifischen Sicherheitsanalysen. Neben Anforderungen an die Schadstoffbegrenzung aus der Langzeitsicherheitsanalyse kommt es hier auch zu sehr detaillierten Anforderungen an Verpackung, Konditionierung und ggf. Schadstoffbegrenzung aus der Sicherheitsanalyse der Betriebsphase, auf die hier nicht näher eingegangen wird.

1.4 Kosten

Die laufenden Kosten während der Betriebsphase liegen bei den Endlagern aufgrund eines größeren Personalaufwandes etwas höher.
Für die Vorleistungsphase verursachen bei Endlagern (Konrad) der höhere Aufwand durch Neuauffahrungen der Einlagerungshohlräume (nicht bei UTD) sowie zusätzliche Untersuchungen, Auswertungen und Begutachtungen aufgrund erhöhter Anforderungen während des Planfeststellungsverfahrens um ca. 2 Größenordnungen höhere Kosten als bei den Untertagedeponien. Für die Nachleistungsphase erhöhen die Rückstellungen für den Verschluss die Kosten um ca. 1 Größenordnung über die der Untertagedeponien.
Die jährlichen Gesamtkosten liegen demnach (bei angenommenen Anlagen-Betriebsdauern von einigen Zehner-Jahren) bei den Endlagern um mindestens 1 Größenordnung über denen der Untertagedeponien. Dabei sind zusätzliche Kosten, die sich aus der Verzögerung von Planfeststellungsverfahren oder dem reinen Offenhaltungsbetrieb (Konrad!) ergeben, nicht berücksichtigt.
Bezogen auf eine Tonne Abfall betragen die spezifischen Gesamtkosten bei den Endlagern wegen der erheblich niedrigeren Jahreskapazitäten sogar 1-3 Größenordnungen mehr als bei den Untertagedeponien.

1.5 Diskrepanz objektive Risiken – subjektive Risikowahrnehmung

Die mit der Endlagerung radioaktiver Abfälle verknüpften (objektiven) Toxizitäts-Potentiale liegen langfristig eher unter denen einer UTD ('W-Endlager') bzw. erheblich darunter (Endlager Konrad), vgl. Abb. 1.
Die objektiven, tatsächlichen 'Risiken' im Hinblick auf eine langfristige Freisetzung der Schadstoffe über den Wasserpfad liegen für Endlager ebenfalls nicht über, eher unter denen einer UTD: Bei vergleichbaren Schutzzielen ('unerhebliche Auswirkungen' bzw. qualitativ 'keine Auswirkungen') führt die Forderung nach einer zusätzlichen Berücksichtigung des Standes der Wissenschaft hier in der Tendenz zu quantitativen Vorgehensweisen mit der häufigen Folge von Festlegungen sehr konservativer Parameterwerte trotz Vorhandenseins plausibler oder wahrscheinlicher Werte. Offensichtlich wird hier die mit zunehmendem Zeithorizont zunehmende Unsicherheit in der Quantifizierung von Parameterwerten nicht immer angemessen berücksichtigt. Eine solche Vorgehensweise ist deshalb als unangemessen aufwendig zu bezeichnen, da oft mehrere Konservativitäten hintereinander multiplikativ angehäuft werden. Sie hat definitiv zur Folge, dass die Auswirkungen, d.h. das tatsächliche 'objektive Risiko' erheblich überschätzt wird.
In [1,2] wird auf die breite Kluft hingewiesen, die in Deutschland zwischen den objektiven, mit Untertagedeponien und Endlagern verbundenen 'Gefährdungen' bzw. Risiken auf der einen Seite und der subjektiven Wahrnehmung dieser 'Gefährdungen' bzw. Risiken in der Öffentlichkeit auf der anderen Seite besteht: Endlager werden in der Öffentlichkeit als gefährlicher angesehen, Untertagedeponien kaum wahrgenommen. Es erfolgt im allgemeinen

- keine Unterscheidung zwischen Gefährdungs-Potential (Toxizitäts-Potential) und tatsächlicher 'Gefährdung' durch die Abfälle bzw. durch ein Endlager/eine Untertagedeponie,
- keine Unterscheidung zwischen wahrscheinlichen und unwahrscheinlichen Freisetzungsszenarien sowie zwischen kleineren und größeren Auswirkungen (Risikobegriff),
- keine Unterscheidung zwischen wärmeentwickelnden und vernachlässigbar wärmeentwickelnden Abfällen,
- keine Unterscheidung zwischen der Toxizität zum jetzigen Zeitpunkt und in ferner Zukunft, indem die weitgehend zeitliche Konstanz der Chemotoxizität von Abfällen im Gegensatz zur Abnahme ihrer Radiotoxizität entsprechend dem radioaktiven Zerfall keine Berücksichtigung findet.

Als ein möglicher Grund für diese Diskrepanz werden in dem Forschungsvorhaben die "durchgängig quantitativen Sicherheitsnachweisverfahren" genannt, wie sie bei den Endlagern auf der Basis zulässiger Risiken angestrebt werden, weil "diese sich grundsätzlich dem Verständnis der Öffentlichkeit entziehen".

2. Lösungsmöglichkeiten für eine Überwindung der genannten Diskrepanz gemäß [3]

Solange die Öffentlichkeit nicht einigermaßen mit Begriffen wie Gefährdung, Risiko, Wahrscheinlichkeiten, quantitative Nachweisverfahren, Häufigkeitsverteilungen von Parameterwerten u. ä. umgehen kann, können auch die Äußerungen von Politikern und die Berichterstattung nur so erfolgen, wie es derzeit der Fall ist. Denn von keiner Seite kann sachgerecht formuliert bzw. verstanden werden, oder die Formulierungen sind absichtlich falsch und somit verantwortungslos, weil sie von der Öffentlichkeit nicht kritisch beurteilt werden können.
So werden von Politikern einseitig "die Probleme der strahlenden Hinterlassenschaften des Atomzeitalters" genannt, die "Probleme mit den chemotoxischen Hinterlassenschaften des industriellen Zeitalters" dagegen nicht erwähnt. Im Hinblick auf das geplante Endlager Konrad wird davor gewarnt, dass "eine Region zum 'Atomklo' für die ganze Republik wird und für Europa werden könnte". Die Standorte für Untertagedeponien oder andere größere Anlagen werden in diesem Zusammenhang nicht erwähnt.

2.1 Grundlagenvermittlung bereits in der Schule

Nach den oben gemachten Ausführungen erscheint es am sinnvollsten, die Grundlagen zum Verständnis der genannten Begriffe bereits in der Schule zu vermitteln. Dabei ist es wichtig, dass breite Schichten der Bevölkerung dieses Grundwissen besitzen und nicht nur ein kleiner, naturwissenschaftlich interessierter Anteil, denn die Vermittlung der Grundlagen der genannten Begriffe dient nicht etwa nur der Förderung einer mehr rationalen Wahrnehmung des "Strahlenrisikos" im weiteren Sinne, sondern ist genauso erforderlich zum Verständnis anderer Risiken des Lebens, vgl. 2.2.
Darüber hinaus geht es jedoch nicht nur um das Verständnis von "Risiken", sondern um das rationale Verständnis jeglicher Abläufe, die einer (zeitlichen) Entwicklung unterliegen, wie etwa der Evolution des Lebendigen, der zeitlichen Entwicklung geologischer Systeme oder der Fortentwicklung der Technologien, sozialen Systeme oder Kulturen: Überall um uns herum walten die Prinzipien der Evolution; entsprechend den gerade herrschenden Randbedingungen "steuern die physikalischen, chemischen, physiologischen u.a. Gesetze den Zufall", nach welchem die Entwicklung – je nach System langsamer oder rascher – vor sich geht. Somit erweisen sich Grundkenntnisse in Statistik als unabdingbare, entscheidende Voraussetzung für das Verständnis unserer natürlichen und kulturellen Welt schlechthin. Die Forderung nach einer diesbezüglichen Berücksichtigung in den Lehrplänen erscheint daher umso berechtigter. Sie passt – als spezieller Baustein – gut in die Forderung nach einer "Praxis von systemischem Denken" zusätzlich zum bisherigen logischen "linearen Denken" in den Schulen, vor

allem in den ersten Klassen, sowie auf Universitäten, wie sie von anderer Seite erhoben wird [4].

2.2 Erfassung der Gesamtheit aller Umweltrisiken

Im Oktober 2000 wurde von den Bundesministerien für Umwelt und für Gesundheit eine "Risikokommission" eingesetzt, die für mehr Transparenz und Rationalität in der Bewertung von Umweltrisiken sorgen soll. Sie hat im Jahre 2003 ihren Abschlussbericht [5] vorgelegt. Darin zeigt sie u.a. folgende Mängel in Deutschland auf:

- Inkonsistente und oft verwirrende Nutzung der Fachausdrücke, unterschiedliche Verfahren der wissenschaftlichen Abschätzung von Risiken,
- Keine klare Trennung zwischen wissenschaftlicher Abschätzung und politischer Abwägung von Maßnahmen zur Risikobegrenzung (sog. Risikomanagement),
- Methodisch unausgewiesene Verfahren der Auswahl von Maßnahmen der Risikoreduzierung,
- Mangelnde Abstimmung der deutschen mit den europäischen Verfahren der Standardsetzung.

Sie macht deshalb zu deren Behebung u.a. folgenden inhaltlichen Vorschlag:

- Klare funktionale Trennung von (wissenschaftlicher) Risiko-Abschätzung und Risiko-Management (im Rahmen einheitlicher oder getrennter organisatorischer Strukturen), um zu verhindern, dass die wissenschaftliche Risiko-Charakterisierung und –Abschätzung mit ökonomischen, technischen, sozialen und politischen Abwägungsaspekten des Risiko-Managements vermengt wird, und
- Gleichzeitig jedoch eine enge inhaltliche Kooperation mit Rückkopplung zwischen Risiko-Abschätzung und –Management, v. a. in der Phase der (gesellschaftlichen) Risikobewertung.

Zur Umsetzung bedarf es nach Meinung der Risikokommission 'eines dauerhaften Antriebs, der nur durch die Schaffung eines neuen zentralen Akteurs zu gewährleisten ist'. Sie schlägt deshalb die 'Einrichtung eines Rats für umweltbezogene Gesundheitsrisiken' (Risikorat) vor. Seine primäre Aufgabe ist die Steuerung und Koordinierung der Verfahren zur Risikoabschätzung anhand festzulegender Leitlinien. Konkrete Verfahren können durch Behörden, Gremien oder beauftragte Dritte nach dem vom Risikorat vorgelegten Verfahrensablauf durchgeführt werden.

Im Hinblick auf das Risiko-Management ist die Risiko-Kommission von ihrer ursprünglichen Vorstellung eines zentralen "Regulierungsausschusses" abgerückt. Sie empfiehlt dafür eine "verstärkte Standardisierung der Management-Verfahren auf Länderebene". Solche Standards müssen erarbeitet werden.

Die Arbeitsergebnisse der Risikokommission bilden somit grundsätzlich die Voraussetzung, die Gesamtheit der Umweltrisiken in Deutschland zu betrachten und bei der Bewertung einer Technologie bzw. einer technologischen Anlage an einem Standort zur Anwendung zu bringen. Konkret bedeutet das, dass im Hinblick auf die (gesellschaftliche) Bewertung der "Auswirkungen eines Endlagers" an einem Standort außer den UTD nunmehr weitere Technologien/Anlagen einbezogen werden können. Voraussetzung für eine Akzeptanz in der Öffentlichkeit für eine derart erweiterte Bewertung bleibt jedoch ihre Fähigkeit zu einem Grundverständnis dieser Zusammenhänge, wie sie unter 2.1 gefordert wird.

2.3 Appell an die Medien und Politiker

Die gemäß 2.2 zu gewinnenden Erkenntnisse müssen von den Politikern und über die Medien offensiv genutzt werden. Offensiv, um das Bewusstsein der Öffentlichkeit zu erreichen und zu aktivieren, und die Nutzung als solche hat aus ethischen Gründen zu erfolgen: Die Ethik be-

steht darin, dem komplexen System Natur-Mensch (einschließlich seiner sozialen, technisch-wirtschaftlichen und kulturellen Teilsysteme) einen systemverträglichen Wandel zu ermöglichen und so zu seiner Stabilität beizutragen. Das ist nur erreichbar, wenn möglichst viele Aspekte parallel berücksichtigt werden (systemisches Denken) und eine Vergeudung volkswirtschaftlicher Ressourcen durch unsinnige Schleifen infolge überhöhter Anforderungen oder durch verzögernde Umsetzung vermieden wird, vgl. 2.2.
Entsprechend der von der Risikokommission vorgesehenen engen inhaltlichen Kooperation zwischen Risiko-Abschätzung und Risiko-Management kann und sollte eine Berücksichtigung möglichst vieler Aspekte zur Feststellung des besten Zustandes im Hinblick auf die Verteilung von Risiken durch den Einsatz von Simulations-Rechenprogrammen erfolgen, mit welchen unter Verwendung der Ergebnisse gemäß 2.2 verschiedene Situationen durchgespielt werden können, um so zu einer für das Gesamtsystem optimalen Lösung zu kommen. Konkret kann somit z.B. der Forderung nach einer über die einzelnen "Regionen" möglichst gleichmäßig verteilten "Belastung" Rechnung getragen werden, indem sämtliche größeren Industrie-, Verkehrs-, Forschungs- und andere Anlagen in die Rechnungen einbezogen werden. Auf diese Weise kann das komplexe Wechselspiel der Beziehungen im Gesamtsystem am besten berücksichtigt werden.
Die Politiker müssen unter der Voraussetzung, dass solche Simulationsrechnungen die relevanten Randbedingungen berücksichtigt haben, verpflichtet werden, die erzielten optimalen Lösungen zu akzeptieren und durchzusetzen. Denn es hat keinen Sinn, aufwendige wissenschaftliche Methoden einzusetzen und dann doch unter dem Vorwand des "Primats der Politik" anders zu entscheiden, wenn die optimale Lösung bereits ermittelt wurde.

2.4 Angemessenheit von Aufwand im Hinblick auf Nutzen

Das Bewusstsein für eine Angemessenheit von Aufwand und die Vermeidung einer Anhäufung von Konservativitäten bei Planung, Betrieb und Verschluss eines Endlagers sind Elemente einer konstruktiven Grundhaltung, einer Verhaltenskultur, die sich aus dem vertieften Verständnis der Natur, insbesondere dem komplexer Systeme wie desjenigen von Mensch und Natur, ergibt. Nur wenn ein derartiges Vorgehen und Handeln integrativ auf allen Seiten – Antragsteller/Betreiber, Gutachter, Genehmigungsbehörde, Politiker – einheitlich erfolgt, gerät es letztlich zum Wohle aller. Die Interessen einzelner Individuen und Gruppen [z.B. durch quantitative Analysen alles (scheinbar) "ganz sicher" und "juristisch unanfechtbar" zu machen] haben sich diesem Gesamtaspekt unterzuordnen.

3. Diskussion und Stand der Umsetzung der genannten Vorschläge

3.1 Grundlagenvermittlung bereits in den Schulen

Man kann gegen diesen Vorschlag einwenden, er bringe praktisch nichts für die gegenwärtige Situation, weil ja von dem Zeitpunkt der Wissensvermittlung in den Schulen bis zur beginnenden 'praktischen Umsetzung' des Einzelnen in seinem Beruf Jahre bzw. Jahrzehnte vergehen. Das ist zwar nicht zu leugnen, spricht aber nicht dagegen, für das 'Flussaufwärts muss etwas geschehen' - wie es Prêtre in der SP 4/2004 [6] nennt - etwas beizutragen, und zwar möglichst langfristig. Ein solcher Schritt trägt dazu bei, Ängste hinsichtlich des Strahlenrisikos und anderer Risiken erst gar nicht oder nicht so tief sitzend aufkommen zu lassen, weil auf rationale Argumente besser reagiert wird.
Es wird bereits eine Menge getan im Hinblick darauf, das Bewusstsein für Radioaktivität und ionisierende Strahlung in der Bevölkerung zu wecken. Als Beispiele seien nur genannt der 'Karlsruher Stadtgeburtstag 2004' (StrahlenschutzPraxis 4/2004, S. 35), die 'Highlights der Physik' in Stuttgart im Juni 2004 (StrahlenschutzPraxis 4/2004, S. 32; Bild der Wissenschaft 9/2004, S. 30-33) oder das 'bdw-Schülerforschungscamp', das seit 5 Jahren von 'bild der wis-

senschaft' gemeinsam mit dem Forschungszentrum Jülich veranstaltet wird (Bild der Wissenschaft 1/2005, S. 46-47). Diese Aktivitäten reichen jedoch nicht in die erforderliche Breite.
Interessant in diesem Zusammenhang ist die von Brunner in der SP 4/2004 gegebene Information [7], nach welcher in Schweden vom SSI ein Programm für Grundschullehrer (!) zur Aufklärung der Schulkinder über die Gefahren einer übermäßigen UV-Exposition ausgearbeitet worden ist. Warum ist Ähnliches - zur Aufklärung von (Grund-)Schülern über die Rolle der ionisierenden Strahlung - nicht auch in Deutschland möglich? Darin müsste sowohl die Rolle der natürlichen ionisierenden Strahlung bei der Evolution des Lebens behandelt als auch das Auftreten zusätzlicher ionisierender Strahlung bei der Energieerzeugung und der Anwendung in Forschung, Medizin und Technik einschließlich 'Nutzen-Schaden' angesprochen werden.
Eine Durchsicht der Rahmenrichtlinien für den Unterricht an allgemeinbildenden Schulen (Lehrpläne/Bildungspläne) einiger Bundesländer ergab folgendes Bild:
Sie erscheinen grundsätzlich aktuell im Hinblick auf unser heutiges mathematisch-naturwissenschaftliches Verständnis. Sie lassen aber nicht erkennen, dass folgende Themen angesprochen werden:

- Unterschied zwischen Gefahren-Potential einer technischen Einrichtung und tatsächlicher Auswirkung/Gefährdung, die von ihr ausgeht,
- Unterschied in der Bewertung eines "normalen Verhaltens" einer technischen Anlage mit andauernden Auswirkungen und einem mit der Wahrscheinlichkeit < 1 auftretenden störungs- oder störfallbedingten Verhalten mit einmaligen Auswirkungen,
- unterschiedlicher zeitlicher Aspekt speziell im Hinblick auf die Langzeitlagerung von radioaktiven und chemotoxischen Abfällen, sowohl bezüglich des Abbaus der Toxizität (radioaktiver Zerfall, u.U. Zersetzung organischer Stoffe) als auch bezüglich der Notwendigkeit von Langzeitprognosen durch Modellierung.

Was insbesondere fehlt, ist der Hinweis darauf,

- dass es so etwas wie "Unerheblichkeit" oder "Unbedenklichkeit" von Auswirkungen gibt (die man 'nicht bedenken' muss),
- dass solche unteren "Grenzwerte" für viele Stoffe durch langjährige Beobachtungen und Untersuchungen gewonnen wurden,
- dass Unbedenklichkeit i.V. mit ionisierender Strahlung mit dem zusammenhängt, was bereits während der Evolution des Lebens laufend vorhanden war und nach den Erkenntnissen über offene komplexe Systeme zur Stabilisierung der Strukturen dieser Systeme beiträgt, nämlich der 'natürlichen Hintergrundstrahlung',
- dass man die Möglichkeit hat, potentielle Gefahren (und auch tatsächliche Auswirkungen) in solchen Unbedenklichkeits-Einheiten anzugeben und zu vergleichen und
- dass man zur Quantifizierung von tatsächlichen Auswirkungen Modellierungen von Systemen bei der Langzeitlagerung i. V. mit geologischen Systemen, vornehmen muss.

Die unter 2.1 geforderte Vermittlung der genannten Grundlagen müsste also noch mehr in Bezug zur natürlichen und technischen Realität gesetzt werden. Ein solches "Programm" zum Komplex "Auswirkungen/ Risiko" müsste – mit steigender Komplexität – für sämtliche Klassenstufen entwickelt werden.

3.2 Stand der Umsetzung der Vorschläge der Risikokommission

Wie Mertens in der SP 4/2004 berichtet [8], wurde im vergangenen Jahr ein Forschungsprojekt "Risiko-Bewertung und –Management. Ausarbeitung von Konzepten eines integrierten und vergleichenden Risikoansatzes" beendet. Gegenstand waren die Aufarbeitung, Bewertung und Weiterentwicklung von Konzepten für die vergleichende Risikobewertung und deren Möglichkeiten und Probleme in der praktischen Anwendung. Demnach handelt es sich dabei

um einen 1. Schritt der unter 2.2 formulierten Forderung nach einer Erfassung und Bewertung der Gesamtheit aller Umweltrisiken. Wie Mertens in seinem Beitrag weiter schreibt, gibt es allerdings in Deutschland (und Europa) – im Gegensatz zu den USA – bislang praktisch keine Anwendung einer solchen vergleichenden Risikobewertung (vgl. nächsten Absatz), und das, obwohl die erforderlichen theoretischen Grundlagen vorhanden sind. Der Forderung nach praktischen Erprobungen ist deshalb ohne Einschränkung zuzustimmen, um diesem Instrument der "Risikoregulierung" auch hierzulande möglichst rasch zum Durchbruch zu verhelfen.
Die vergleichende Risikobewertung wurde auch in der Anhörung der Risikokommission zu ihrem im Juni 2002 vorgelegten 1. Bericht [9] thematisiert und im Hinblick auf eine "Prioritätensetzung" bei der Behandlung von Risiken kontrovers diskutiert. Es wurde jedoch auch darauf hingewiesen, dass sie ein ganz wichtiges Instrument und einen ersten Schritt darstellt, der Öffentlichkeit Risikodimensionen im Vergleich deutlich zu machen.
Seit der Veröffentlichung des Abschlußberichtes der Risikokommission sind zwei Jahre vergangen. Der Vorschlag einer funktionalen Trennung von (wissenschaftlicher) Risikoabschätzung einerseits und Risikomanagement andererseits ist 'im Umweltministerium und besonders im Umweltbundesamt' auf 'heftige Kritik' gestoßen [10]. Der Vorschlag eines unabhängigen, nationalen Risikorates findet Befürworter, 'z.B. im Bundesgesundheitsministerium', 'jedoch auch kritische bis ablehnende Stimmen' 'aus dem Verbraucherschutzministerium und dem Umweltbundesamt' [10]. 'Die notwendige Umgestaltung der Beratungsstrukturen auf der Ebene der Risikoabschätzung' sollte nach den Vorstellungen der Risikokommission 'sukzessive in drei Schritten' mit jeweils zwei Jahren Dauer erfolgen. Der erste Schritt wäre die Einrichtung des Risikorats. Es ist nicht erkennbar, dass bzw. welche Schritte bisher eingeleitet wurden, um mit einer Umsetzung des vorgeschlagenen Programms zu beginnen.

3.3 Politische Umsetzung eines umfassenden Risikomanagements

Solange aus den unter 2.2 geforderten Untersuchungen – mangels Durchführung – keine greifbaren Ergebnisse vorliegen, kann natürlich nicht erwartet werden, dass sie von Medien und Politikern aufgegriffen werden.
Was aber kann schon heute getan werden? Es könnten die Voraussetzungen geschaffen werden, dass beim Vorliegen von Ergebnissen wie denen des Vergleichs Endlager-UTD die Verpflichtung zur Berücksichtigung bei den zu treffenden Entscheidungen und Handlungen (Auswahl von Maßnahmeoptionen) besteht. Das jedenfalls wäre ganz im Sinne des Vorschlags der Risikokommission, nach dem 'die Abwägung von Maßnahmen der Risikobegrenzung' (im Hinblick auf die auszuwählende Maßnahmeoption) '... die nach wissenschaftlichen Gesichtspunkten durchgeführte Maßnahme-Folgen-Abschätzung berücksichtigen muss' ([5], S. 27). Dazu müssten geeignete (Übergangs)-Vorschriften vom Gesetzgeber formuliert und verabschiedet werden. Im Hinblick auf die Ergebnisse des oben vorgestellten Vergleichs Endlager-UTD bestünde dann die Verpflichtung für die Bundesregierung, die Ergebnisse 'nicht in der Schublade ruhen zu lassen', sondern sie 1. einer breiten Öffentlichkeit in verständlicher Form bekannt zu machen und sie 2. in ihren politischen Begründungen und Entscheidungen zu berücksichtigen, konkret: die Weichen für eine wirklich zügige Realisierung von Endlagern zu stellen. Denn bei einer derart vergleichbaren Situation (Langzeitlagerung von toxischen Abfällen) sind keine Argumente sicherheitlicher (α) oder politischer (β) Art zu e rkennen, die bei einer Existenz mehrerer Untertagedeponien gegen die Existenz von Endlagern sprechen: Die Praxis bei den Sicherheitsnachweisen und –maßnahmen für Planung, Betrieb und Verschließen einer UTD hat sich aus der langjährigen Praxis des sicheren Bergwerksbetriebs in Deutschland i.V. mit den Kenntnissen über die Toxizität der Abfallstoffe entwickelt und stellt eine ausgewogene und angemessene Vorgehensweise dar. Bei Endlagern ist das

praktizierte Niveau der Anforderungen an die Nachweisführung ungleich höher und oft unangemessen aufwendig. Die Sicherheit beider Arten von Anlagen ist gewährleistet (α) und in beiden Fällen gilt es, vorhandene und weiterhin anfallende Abfälle (unabhängig von der Nutzung der Kernenergie zur Stromerzeugung) sicher zu entsorgen (β).

3.4 Angemessenheit von Aufwand im Hinblick auf Nutzen

Auch hier ist es grundsätzlich möglich, bereits heute – durch Schaffung entsprechender Übergangs-Regelungen im Sinne der vom vorgeschlagenen Risikorat festzulegenden Leitlinien für die Risikoabschätzung – die Verpflichtung zum Abbau von 'Überkonservativitäten' und zur Angemessenheit von Aufwand und Nutzen festzulegen. Es ist allerdings zu bedenken, dass sich in einem konkreten Genehmigungsverfahren immer Situationen ergeben, in denen bei der Modellierung z.B. zwischen dem Mehraufwand zur Erlangung realitätsnäherer Standortkenntnisse (umfangreichere Standorterkundung) auf der einen Seite und dem Minderaufwand durch Ansetzen konservativer Standortdaten auf der anderen Seite eine Entscheidung zu treffen ist. Im Falle sehr konservativer Datensätze ist dies allerdings deutlich zu kennzeichnen (und zu begründen). Die Genehmigungsbehörde hat dann allerdings auch die Möglichkeit und Pflicht, eine solche Vorgehensweise in ihrer Bewertung entsprechend zu berücksichtigen.
Dass eine solche Praxis in Genehmigungsverfahren tatsächlich auftritt, zeigt der Fall 'Konrad': Das im Hinblick auf den Nachweis der Langzeitsicherheit hydrogeologisch zu modellierende Gebiet hat eine Ausdehnung von ca. 50 km Länge, ca. 14 km Breite und ca. 2 km Tiefe. Die Befunde über die Tiefengrundwasserverhältnisse sprechen für eine Stagnation, lassen aber – ohne einen immensen Aufwand an zusätzlichen Untersuchungen – nicht zu, mit hinreichender Sicherheit eine, wenn auch äußerst langsame, Bewegung der Tiefengrundwässer aus dem Endlagerbereich in oberflächennahe Grundwässer auszuschließen. D.h. eine Schadstoffausbreitung (mobilisierter radioaktiver Stoffe) durch Konvektion anstatt durch eine deutlich langsamer ablaufende Diffusion kann nicht völlig ausgeschlossen werden. Der Antragsteller hat sich deshalb zu einer 'Süßwasser-Modellierung' eines konvektiven Transports unter zusätzlicher Berücksichtigung von longitudinaler Dispersion und Diffusion entschlossen, was naturgemäß insgesamt sehr konservative Ergebnisse liefert.
Die Planfeststellungsbehörde hat nicht nur die hohe Konservativität dieser Vorgehensweise ausdrücklich bestätigt, sondern auch darauf hingewiesen, dass es, zunehmend mit der Länge der Zeiträume, mehr und mehr auf eine qualitative Argumentation und nicht so sehr auf quantitative, zahlenmäßige Nachweise ankommt. Die Größenordnung der Auswirkung (Dosis) wird durch die gewählte Vorgehensweise allemal, auf der sicheren Seite liegend, ermittelt. Bei einer Modellierung der Radionuklidausbreitung als Diffusion wäre eine solche Aussage der Planfeststellungsbehörde nicht ohne weiteres möglich gewesen.
Auf der anderen Seite erhebt sich die Frage, ob für den deterministisch unterstellten ungünstigeren Fall einer konvektiven Radionuklidausbreitung dann auch noch – durch entsprechende Modell- und Parameterwahl – eine in mehrfacher Hinsicht konservative Modellierung erforderlich war. Dazu ist einmal der Grund anzuführen, dass Salzwasser-Transportmodelle noch nicht zur Verfügung standen (noch in der Entwicklung) und dass zum anderen eine Berücksichtigung von transversaler Dispersion und Diffusion einen weiteren zusätzlichen Aufwand bedeutet hätte. Was bleibt ist die Frage, ob bei dieser in mehrfacher Hinsicht konservativen Vorgehensweise dann für weitere Parameterwerte anstatt abdeckender nicht mittlere Werte zu rechtfertigen wären.
Ein weiteres Beispiel im Fall 'Konrad' ist die Sicherheitsanalyse der Betriebsphase: Hier wurden z.B. die Freisetzungsanteile radioaktiver Stoffe (a) und die atmosphärischen Schadstoff-Ausbreitungsrechnungen (b) in sehr konservativer Weise angesetzt, weil zunächst noch keine ausreichend realitätsnahen Freisetzungsversuche (a) und noch keine standortspezifischen me-

teorologischen Daten (b) zur Verfügung standen. Aus übergeordneten Gesichtspunkten musste der Planfeststellungsantrag jedoch auf diese Weise eingereicht werden. Später vorliegende, weniger konservative Datensätze wurden getrennt veröffentlicht. Im Planfeststellungsbeschluss ist dann teilweise auf die hohe Konservativität eingegangen worden.

4. Appell an den Fachverband für Strahlenschutz

Abschließend wird der Vorschlag gemacht: 'Der FS möge sich die unter 3.1 bis 3.4 gemachten Vorschläge zu eigen machen, offensiv nach außen hin (Presse, Politiker, Parlamente) vertreten und sich für die Schaffung der Voraussetzungen für eine konkrete Umsetzung mit verantwortlich fühlen'. Eine solche Vorgehensweise steht ganz im Einklang mit den Vorschlägen der Risikokommission, die dazu ausführt: 'Aufgrund von Anregungen anerkannter Verbände der Wirtschaft, des Verbraucher- oder des Umweltschutzes und aus eigener Initiative kann er (der Risikorat) tätig werden' ([5] S. 68). Auf diese Weise könnte der FS u.a. zu einer möglichst zeitnahen Umsetzung der Vorschläge der Risikokommission einen Beitrag leisten.
Wir können es uns auf Dauer nicht leisten und es auch nicht guten Gewissens verantworten, durch Überkonservativitäten, Kurz- und Engsichtigkeit auf das 'radiologische Risiko', unzureichende Aufklärung der Bevölkerung und mangelnde Verpflichtung der politischen Entscheidungsträger zur zwingenden Berücksichtigung wissenschaftlicher Untersuchungsergebnisse uns über Risiken im Bereich von real 1 : 10^6 den Kopf zu zerbrechen, ohne andere ungleich höhere Risiken, v.a. auch in den weniger entwickelten Ländern, dem weitaus größten Teil der Welt, in unsere Überlegungen einzubeziehen [11].

5. Literaturverzeichnis

[1] Vergleich Untertagedeponien – Endlager. – Vergleichende Untersuchungen zu Gefährdungspotential, Deponiesicherheit und regulatorischen Anforderungen bei der Endlagerung radioaktiver und chemotoxischer Abfälle. Schriftenreihe "Reaktorsicherheit und Strahlenschutz" BMU – 2002-599 (ISSN 0724-3316).

[2] D. Ehrlich, H. Schulze, Vergleich der Endlagerung radioaktiver und chemotoxischer Abfälle in tiefen geologischen Schichten, StrahlenschutzPraxis 4/2003, S. 61-65.

[3] D. Ehrlich, Objektive Risiken der Endlagerung radioaktiver Abfälle und öffentliche Risikowahrnehmung, StrahlenschutzPraxis 4/2003, S. 72-74.

[4] Gandolfi, A.: Von Menschen und Ameisen. Denken in komplexen Zusammenhängen. Zürich: Orell Füssli 2001.

[5] Ad hoc-Kommission "Neuordnung der Verfahren und Strukturen zur Risikobewertung und Standardsetzung im gesundheitlichen Umweltschutz der Bundesrepublik Deutschland". Abschlußbericht der Risikokommission Juni 2003. Hrsg.: Geschäftsstelle der Risikokommission c/o Bundesamt für Strahlenschutz, Postfach 100149, D-38201 Salzgitter. Internet: http://www.bmgs.bund.de/downloads/CD_AB_DER_RIKO.PDF.

[6] S. Prêtre, Misstrauen abbauen, Vertrauen gewinnen: Kommunikation allein genügt nicht, StrahlenschutzPraxis 4/2004, S. 4-7.

[7] H. Brunner, Beitrag in StrahlenschutzPraxis Heft 4/2004, S.92.

[8] J. Mertens, Vergleichende Risikobewertung, StrahlenschutzPraxis 4/2004, S. 18-22

[9] Anhörung zum Ersten Bericht der Risikokommission am 10. Okt. 2002 in Stuttgart. Als > rk_anhoerung_10102002.pdf < im Internet.

[10] "Null-Risiko, adieu". Ein Gespräch mit Ortwin Renn, dem Leiter der Risikokommission. 'Die Zeit' 02.12.2003. Als > Interview_Renn.xml < im Internet.

[11] A. Karam, Professional Eyeglasses Needed, an American Perspective, StrahlenschutzPraxis 4/2004, S. 61-62.

Autorenverzeichnis

A

Adler, J. 349
Aebersold, M. 485
Arndt, C. 257
Atchison, F. 409

B

Beer, H.-F. 28, 405, 409
Behrendt, R. 240
Beltz, D. 224
Beutmann, A. 86
Beyermann, M. 60
Biggin, C. 383
Börchers, F. 36, 224
Botsch, W. 224
Brandl, A. 109, 183
Bühlmann, W. 299
Butterweck, G. 140

C

Cartier, F. 132
Christen, R. 431
Claudel, A. 359
Cramer, T. 438
Cremer, J. 165

D

Damm, G. 423
Diedenhofen, S. 438
Döring, J. 60
Döscher, K. 148
Dutzi, G. 415

E

Egloff, M. 52
Ehrlich, D. 15, 535
Ehrlicher, U. 28

F

Feinhals, J. 280
Fertala, B. 86
Flüeler, T. 492

G

Gärtner, S. 68, 415, 419
Gellermann, R. 93, 529
Gerler, J. 60
Gierth, B. 86
Gölling, J.-U. 216
Grunder, R. 264

H

Hamel, P. M. 20
Hammans, M. 264
Hampel, G. 109
Harke, H. 240
Hefner, A. 164
Helling, K. 72
Hempler, C. 68
Henze, G. 60
Hesse, J. 289, 349
Hewing, P. 169
Hocke, P. 477
Hoffmann, Ch. 253
Holl, M. 349
Holm, L.-E. 3
Horn, Th. 288
Hugi, M. 373
Hummel, L. 156, 397, 446
Hüttig, M. 224

I

Ibach, T. M. 103
Ipsen, D. 465

J

Jäger, U. 276
Jahn, S. G. 132
Jansen, S. 175
Jossen, H. 204
Jung, P. 349

K

Kaden, M. 79, 86
Kaiser, F. 175
Kelch, A. 280
Kickmaier, W. 383
Klett, A. 276
Kluth, Th. 200
Kosbadt, O. 148
Kotchoubey, J. 423
Kraut, W. 232
Kreh, R. 44
Krütli, P. 492, 500
Kunze, V. 103, 280
Küppers, C. 11, 328

L

Lechner, C. 208
Leupin, A. 132
Lexa, D. 129
Lindenberg, J. 455

Linder, R. 99
Lorenz, B. 289

M
Massing, B. 148
Meier-Kortwig, J. 438
Mielcarek, J. 60
Müller, W. 44

N
Naber, Ch. 148
Niedermayer, M. 20

O
Oberpottkamp, U. 391

P
Paul, M. 310
Pauli, H. 184
Plank, W. 336
Praxl, H. 415

Q
Quade, U. 44, 200

R
Radisic, Z. 419
Ranft, M. 103
Reichert, A. 148
Reichelt, A. 20
Reimer, A. 36
Rietzschel, A. 79
Rodriguez, J. 99
Rojahn, T. 349

S
Sahre, P. 79
Sauer, D. 148
Schällibaum, H. 264
Schange, T. 140
Schartmann, F. 320, 438
Scheller, F. 240
Schiele, C. 148
Schkade, U.-K. 60
Schneider, J. W. 373
Schönmuth, Th. 72
Schuler, Ch. 140
Schumann, D. 409
Schwarz, W. 349
Sering, M. 252
Simmer, R. 391
Sitte, B. 20, 156
Sold, A. 165
Spicher, G. 257
Stauch, B. 423
Stauffacher, M. 492
Stollenwerk, A. 148
Stolze, B. 520
Strinning, Å. 268

T
Taghizadegan, R. 510
Teichmann, S. 192
Theis, S. 344
Thierfeldt, S. 289, 320, 349
Thomauske, B. R. 117
Tschurlovits, M. 510, 523

V
van Dorp, F. 373, 383
von Philipsborn, H. 253

W
Wällisch, A. H. 244
Weinreich, R. 409
Wittwer, C. 103
Wohlmuther, M. 192
Wotruba, H. 438

Z
Zech, J. B. 446
Zimmermann, H. P. 52
Zuidema, P. 359, 373
Züllig, J. 192

Neue Publikationen des Fachverbandes für Strahlenschutz

Erschienen bei der TÜV-Verlag GmbH, Köln:

FS-00-113-T
Strahlenbiologie und Strahlenschutz: Individuelle Strahlenempfindlichkeit und ihre Bedeutung für den Strahlenschutz, Band I;
32. Jahrestagung des FS gemeinsam mit GAST vom 2.–6. Okt. 2000 in Bad Kissingen; Bandhrsg.: G. Heinemann, W.-U. Müller, ISBN 3-8249-0618-X, 2000

FS-01-115-AKN
Messen und Rechnen im nuklearen Notfallschutz;
Seminar des AKN vom 28. bis 30. März 2001 in München; Bandhrsg.: A. Bayer, ISBN 3-8249-0636-8, 2001

FS-01-118-T
Strahlenschutz für Mensch und Gesellschaft im Europa von Morgen;
Gemeinsame Tagung von ÖVS und FS, 33. Jahrestagung des FS, Gmunden/Traunsee; Bandhrsg.: K. Mück, A. Hefner, N. Vana, ISBN 3-8249-0661-9, 2001

FS-02-119-T
Praxis des Strahlenschutzes: Messen, Modellieren, Dokumentieren;
34. Jahrestagung des FS, Kloster Seeon, 21. bis 25. April 2002; Bandhrsg.: R. Michel, M. Täschner, A. Bayer, ISBN 3-8249-0706-2, 2002

FS-02-123-AKR
Empfehlungen des Arbeitskreises Rechtsfragen zur Strahlenschutzorganisation, 2. überarbeitete Auflage;
Hrsg.: A. Hoegl, 130 S., ISBN: 3-8249-0746-1, November 2002

FS-03-124-AKU
Radioaktivität und Strahlung – Grenzwerte und Richtwerte;
Bandhrsg.: A. Neu, ISBN: 3-8249-0836-0, September 2003

FS-04-126-AKI
Leitfaden zur Zertifizierung und Akkreditierung im Strahlenschutz;
Bandhrsg.: H. Bährle u. a., ISBN: 3-8249-0885-9, Februar 2004

FS-04-127-AKSIGMA
Nachweisgrenze und Erkennungsgrenze bei Kernstrahlungsmessungen: Spezielle Anwendungen;
Bandhrsg.: R. Michel u. a., ISBN: 3-8249-0904-9, August 2004

FS-04-128-T
Nichtionisierende Strahlung – Sicherheit und Gesundheit;
36. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, Köln, 31. August bis 2. September 2004, Hrsg.: H.-D. Reidenbach, K. Dollinger, J. Hofmann, ISBN 3-8249-0901-4, August 2004

FS-05-129-AKSIGMA
Determination of the Detection Limit and Decision Threshold for Ionising-Radiation Measurements: Fundamentals and Particulars Application (Proposal for a Standard);
Hrsg.: K. Weise, K Hübel, R. Michel, E. Rose, M. Schläger, D. Schrammel, M. Täschner, ISBN 3-8249-0945-6

Erschienen im Eigenverlag der Arbeitskreise oder bei anderen Verlagen:

FS-00-110-C
FS-Chronik 1966-2000; Hrsg.: Dietrich E. Becker, Selbstverlag 2000

FS-00-111-AKB
Beförderungsunterlagen; Selbstverlag 2000

FS-00-114-T
Strahlenbiologie und Strahlenschutz: Individuelle Strahlenempfindlichkeit und ihre Bedeutung für den Strahlenschutz, Band II;
32. Jahrestagung des FS gemeinsam mit GAST vom 2. bis 6. Oktober 2000 in Bad Kissingen, Bandhrsg.: G. Heinemann, W.-U. Müller

FS-01-116-AKB
Empfehlungen zur Erstellung von Strahlenschutzprogrammen für die Beförderung radioaktiver Stoffe

FS-02-120
Strahlenschutz-Museum des FS – Geschichte und Exponate; Dietrich E. Becker, Jürgen Mielcarek, Klaus Willuhn, Selbstverlag, Februar 2002

FS-02-122-AKA
Musterstrahlenschutzanweisungen

FS-03-125-T
Strahlenschutz bei medizinischen Anwendungen;
Gemeinsame Jahrestagung vom 12. bis 15. Oktober 2003 in Dortmund; Bandhsg: K. Ewen, K. Schienbein, ISBN 3-00-012084-X

StrahlenschutzPRAXIS, die Vierteljahres-Fachzeitschrift des Fachverbandes für Strahlenschutz – aktuell, interessant, informativ! TÜV-Verlag GmbH, Köln

⇒ Vollständige Liste unter www.fs-ev.de